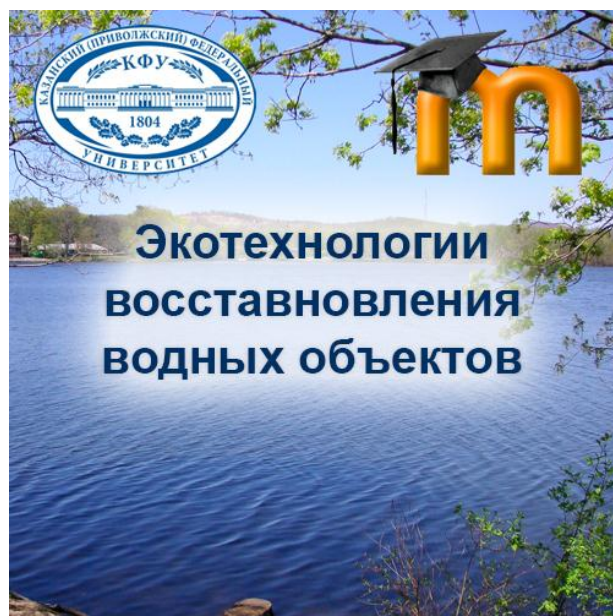


**Министерство образования и науки РФ**  
**ФГАОУ ВПО «Казанский (Приволжский) федеральный университет»**  
**Институт экологии и природопользования**  
**Кафедра прикладной экологии**

**О.В. Никитин, В.З. Латыпова**

# **ЭКОТЕХНОЛОГИИ ВОССТАНОВЛЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ**

*конспект лекций*



**Казань – 2014**

**Направление:** 022000.68 «Экология и природопользование» (уровень образования – магистратура, форма обучения – очное).

**Учебный план:** «Экологическая безопасность и управление в сфере охраны окружающей среды» (очное, 2013).

**Дисциплина:** М2.В.2 «Экотехнологии восстановления водных объектов» (1 курс), форма контроля – экзамен.

**Количество часов:** 72 (в том числе: лекции – 8, практические занятия – 26, самостоятельная работа – 38).

**Аннотация:** В данном курсе изложен передовой отечественный и зарубежный опыт по способам восстановления водных экосистем в зависимости от типа водного объекта и степени антропогенной нарушенности. Уделено внимание способам снижения внешней и внутренней нагрузки биогенных элементов, основам физических, химических и биологических методов, применяемых для регулирования роста и уничтожения водорослей. Рассмотрены методы, применяемые для оздоровления закисленных водоемов.

**Темы:** 1) Введение в восстановительную экологию. 2) Антропогенное воздействие на водные экосистемы. 3) Современные подходы в оздоровлении водных объектов. 4) Теория и практика снижения внешней нагрузки на водные экосистемы. 5) Борьба с эвтрофированием. Инактивация биогенов внутри водоема. 6) Улучшение физико-химических условий в водоеме. 7) Теория и практика снижения внутренней нагрузки на водные экосистемы. 8) Радикальные восстановительные меры – изъятие донных отложений. 9) Экотехнологические подходы к оздоровлению водных экосистем. 10) Подходы к восстановлению речных экосистем.

**Ключевые слова:** восстановление водных экосистем, экотехнологии, восстановительная экология.

**Дата начала эксплуатации:** 01 ноября 2013 г.

**Авторы:**

- Никитин Олег Владимирович, доцент кафедры прикладной экологии Института экологии и природопользования КФУ, к.г.н., e-mail: nikitin-kfu@mail.ru; <http://kpfu.ru/Oleg.Nikitin>
- Латыпова Венера Зиннатовна, зав. кафедрой прикладной экологии Института экологии и природопользования КФУ, д.х.н., профессор, e-mail: ecoanrt@yandex.ru; <http://kpfu.ru/Venera.Latypova>

**URL:** <http://zilant.kfu.ru/course/view.php?id=367>

## Содержание

Тема 1. Введение в восстановительную экологию .....	4
Тема 2. Антропогенное воздействие на водные экосистемы .....	8
Тема 3. Современные подходы в оздоровлении водных объектов .....	31
Тема 4. Теория и практика снижения внешней нагрузки на водные экосистемы .....	34
Тема 5. Борьба с эвтрофированием. Инактивация биогенов внутри водоема ....	43
Тема 6. Улучшение физико-химических условий в водоеме .....	56
Тема 7. Теория и практика снижения внутренней нагрузки на водные экосистемы .....	73
Тема 8. Радикальные восстановительные меры – изъятие донных отложений..	77
Тема 9. Экотехнологические подходы к оздоровлению водных экосистем .....	90
Тема 10. Подходы к восстановлению речных экосистем.....	130
Контрольные задания.....	133
Вопросы к экзамену .....	135
Общий глоссарий.....	138
Общий перечень информационных ресурсов .....	143
Дополнительная и цитируемая литература .....	149

## Тема 1. Введение в восстановительную экологию

**Аннотация:** В данной теме рассматриваются цели и задачи восстановительной экологии, основные термины и определения, концепция «благополучия экосистемы», подходы к его оценке. Устойчивость экосистем к внешним воздействиям. Методы восстановительной экологии: полное восстановление исходного состояния; воссоздание экосистемы, по важным параметрам похожей на исходную (реабилитация); трансформация одной экосистемы в другую экосистему (замещение); невмешательство – самовосстановление экосистемы за счет экологической сукцессии. Наилучшие природоохранные практики.

**Ключевые слова:** восстановительная экология, благополучие экосистемы, реабилитация, замещение, невмешательство, наилучшая природоохранная практика.

### Глоссарий:

**Восстановительная экология** – раздел прикладной экологии, ориентированный на восстановление поврежденных, деградировавших или разрушенных экосистем, преимущественно с помощью активных хозяйственных мероприятий.

**Лентические экосистемы** (лат. *lentes* – спокойный) – озера и пруды – стоячие воды;

**Лотические экосистемы** (лат. *lotus* – омывающий) – родники, ручьи, реки – текущие воды;

**Наилучшая природоохранная практика** – наиболее эффективное и удачное, с экологической, экономической и социальной точки зрения, применение наилучшей существующей технологии, либо другой технологии, в хозяйственной деятельности, с учетом национальных, региональных и местных особенностей.

**Экологическая сукцессия** — в широком смысле определяется как смена одного сообщества другим в результате нарушений, произошедших на данном

участке местности. Поскольку сукцессия может происходить на протяжении столетий, то для ее изучения довольно трудно проводить экспериментальные исследования. Поэтому экологи часто подменяют время пространством: участки различного возраста рассматриваются как различные стадии временного развития одного и того же участка, что не всегда бывает верно.

### **Методические рекомендации по изучению темы:**

Необходимо изучить лекционный материал с определениями основных понятий. После этого следует ответить на контрольные вопросы.

### **Источники информации:**

1. Драбкова В.Г., Прыткова М.Я., Якушко О.Ф. Восстановление экосистем малых озер. – СПб.: Наука, 1994. – С. 3-10.
2. Митчелл П. 101 ключевая идея: Экология. – М.: ФАИР-Пресс, 2001. – С. 21-23.
3. Румянцев В.А., Драбкова В.Г., Кондратьев С.А. Проблемы и пути восстановления умирающих озер // Вода и экология. – 2000. – №2. – С. 70-74.
4. Søndergaard M. et al. Lake restoration: successes, failures and long-term effects // Journal of applied ecology. – 2007. – Vol. 44. – P. 1095-1105.

---

Актуальность создания экологически приемлемых технологий восстановления (оздоровления) водных объектов связана с важностью охраны водных ресурсов. Россия – одно из богатейших государств планеты по запасам пресных природных вод, в том числе и по количеству воды сосредоточенной в озерах. На ее территории насчитывается более 2,7 млн. озер с суммарной площадью водной поверхности почти 409 тыс. км<sup>2</sup>. Однако большинство озер в России (98%) – небольшие (менее 1 км<sup>2</sup>) и мелководные (глубина 1-1,5 м) (Государственный доклад..., 2010), которые являются наиболее уязвимыми в условиях антропогенного воздействия (Драбкова и др., 1994). Аналогичная ситуация характерна в частности и для Республики Татарстан – из имеющихся 8111 озер известно лишь 30 крупных озер площадью более 20 га.

Большинство озерных и речных систем в последнее время испытывает интенсивное антропогенное воздействие, ведущее к нарушению гидрологического режима, загрязнению вод многочисленными токсикантами, развитию процессов заиления, эвтрофикации, токсификации, вплоть до исчезновения (Государственный доклад..., 2011). Высокая степень эвтрофирования поверхностных вод в современных условиях называется доминирующей проблемой (Søndergaard et al., 2007).

В связи с вышесказанным, возрастает роль восстановительной экологии. Восстановительная экология — раздел прикладной экологии, ориентированный на восстановление поврежденных, деградировавших или разрушенных экосистем, преимущественно с помощью активных хозяйственных мероприятий. Восстановительная экология сформировалась в отдельное направление экологической деятельности в 1980-х гг.

Практика восстановления поврежденных и деградировавших экосистем включает четыре основные возможности (Митчелл, 2001):

- восстановить в точности то, что было раньше (восстановление);
- воссоздать систему, в чем-то похожую на ту, что была раньше (реабилитация);
- превратить местность в другую экосистему (замещение);
- оставить землю в покое и позволить экологической сукцессии делать свое дело (невмешательство).

Из всех перечисленных технологий, невмешательство является, пожалуй, самым лучшим решением с экономической (и экологической) точки зрения. Возьмем для примера нарушение водной среды, вызванное разливом нефти. Чаще всего самым лучшим действием будет бездействие. Миллионы (и даже миллиарды) долларов, выделенные на восстановление прибрежных морских зон, оказываются потраченными зря, причем существует риск нанести еще более серьезный экологический ущерб. Откуда мы знаем, что восстановление было успешным? Мы не можем принимать за точку отсчета «естественное» состояние экосистем, существующее на данный момент времени, поскольку

нетронутых систем осталось очень мало, если они вообще остались. На одни экосистемы человек влияет уже несколько тысяч лет, на другие — в течение столетий или десятилетий; в наше время почти все экосистемы в той или иной степени испытали такое воздействие. Возникает вопрос: насколько далеко мы должны зайти в прошлое, чтобы выбрать «изначальное» состояние экосистемы? В Северной Америке часто за исходное принимается состояние экосистем на момент появления европейских переселенцев (даже если ранее на эти экосистемы воздействовали индейские племена). В Европе нет похожей удобной точки отсчета; чаще всего стараются воссоздать условия, имевшиеся до Второй мировой войны или до начала интенсивного развития сельского хозяйства.

В настоящее время, когда водные объекты и их водосборы подвержены значительному антропогенному воздействию, восстановление следует понимать не как возврат экосистемы к ее начальному состоянию в далеком прошлом, а прежде всего как снижение антропогенной нагрузки на водоем, удаление биогенных и загрязняющих веществ, повышение самоочищающей способности (Румянцев и др., 2000). При этом решение задачи сохранения и восстановления лентических экосистем требует современных комплексных экотехнологических подходов.

#### **Вопросы для самоконтроля:**

1. Что можно понимать под термином «восстановление водных экосистем»?
2. Приведите причины необходимости применения оздоровительных мероприятий на водоеме.
3. Что понимается под термином «наилучшие природоохранные практики»?
4. Приведите четыре основные возможности восстановления поврежденных и деградировавших экосистем. В чем их различие?

## Тема 2. Антропогенное воздействие на водные экосистемы

**Аннотация:** В данной теме рассматривается антропогенное воздействие на водные экосистемы и факторы формирования качества вод. Антропогенная трансформация водных объектов. Основные современные проблемы: эвтрофирование, закисление, заиление, загрязнение, засоление. Естественное и антропогенное эвтрофирование, причины возникновения, возможные последствия. Синезеленые водоросли, факторы чрезмерного развития. Опасность «цветения» воды, цианотоксины их опасность для человека и гидробионтов. Методы качественной и количественной диагностики состояния водных экосистем: гидрохимические, биологические и комплексные подходы.

**Ключевые слова:** эвтрофирование, трофический каскад, «цветение» воды, цианотоксины.

### Глоссарий:

**Антропогенное воздействие** – любой вид хозяйственной деятельности человека в его отношении к природе.

**Антропогенный экологический регресс** – состояние биоценоза, характеризующееся уменьшением разнообразия и пространственно-временной гетерогенности, упрощением межвидовых отношений, временной структуры, трофических цепей.

**Ацидификация (закисление)** – увеличение кислотности (уменьшение величины водородного показателя – pH) природных компонентов (воды, почвы); происходящее вследствие применения кислых минеральных удобрений и выпадения кислых осадков.

**Засоление вод** – превышение обычной концентрации солей (для пресной воды – свыше 1 г/л, для солоноватой – более 10 г/л и соленой воды – свыше естественно имевшейся первоначальной концентрации солей) в крупных или малых водоемах, связанное с уменьшением их питания речными водами,



наступлением морских вод (марши), загрязнением сточными водами с высоким содержанием различных солей.

**Трофический каскад** – концепция в гидробиологии, когда водные сообщества рассматриваются как системы с восходящими трофическими уровнями. Первичные продуценты определяют состояние более высоких трофических уровней (контроль «снизу»), но также и хищничество консументов более высоких порядков создает каскад биотических воздействий, направленный вниз и отвечающий за состояние экосистемы в целом (контроль «сверху»).

**Цветение воды** – массовое развитие фитопланктона, вызывающее изменение цвета воды. Вызывается быстрым размножением водорослей в водоеме. Может произойти и в пресной, и в морской воде, но в основном наблюдается в пресных стоячих водах (пруды, бассейны, озера). Как правило, только один или небольшое число видов фитопланктона участвуют в конкретном цветении.

**Цианотоксины** – токсины выделяемые синезелеными водорослями (анатоксины, сакситоксины, микроцистины, нодулярины и т.д.).

**Эвтрофирование** – повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под воздействием антропогенных или естественных (природных) факторов. Процесс эвтрофирования ухудшает физико-химические условия среды обитания рыб и других гидробионтов за счет массового развития микроскопических водорослей и других микроорганизмов.

#### **Методические рекомендации по изучению темы:**

Необходимо изучить лекционный материал с определениями основных понятий. После этого следует ответить на контрольные вопросы.

#### **Источники информации:**

1. Драбкова В.Г., Прыткова М.Я., Якушко О.Ф. Восстановление экосистем малых озер. – СПб.: Наука, 1994. – С. 11-47.

2. Константинов А.С. Общая гидробиология. – М.: Высшая школа, 1986. – С. 20-55.
  3. Науменко М.А. Эвтрофирование озер и водохранилищ. – СПб.: РГГМУ, 2007. – С. 9-10.
  4. Никитин О.В., Латыпова В.З., Степанова Н.Ю., Шуралев Э.А., Бравков А.П., Мухаметшина Е.Г., Халиуллина Л.Ю., Шибяев А.П. Эвтрофирование как фактор загрязнения Куйбышевского водохранилища цианотоксинами // Журнал экологии и промышленной безопасности. – 2012. – №3-4. – С. 98-100.
  5. Никитин О.В., Степанова Н.Ю., Латыпова В.З., Курбангалеева К.Р. Оценка рисков для здоровья человека, связанных с воздействием цианотоксинов // Современные проблемы безопасности жизнедеятельности: настоящее и будущее. Материалы III Международной научно-практической конференции в рамках форума «Безопасность и связь». Часть II / Под. общ. редакцией д-ра техн. наук, проф. Р.Н. Минниханова. – Казань: ГБУ «Научный центр безопасности жизнедеятельности», 2014. – С. 787-794.
  6. РД 52.24.620-2000. Охрана природы. Гидросфера. Организация и функционирование подсистемы мониторинга антропогенного эвтрофирования пресноводных экосистем. – М, Росгидромет, 2000. – С. 1-22.
  7. Codd G.A. et al. Harmful Cyanobacteria. From mass mortalities to management measures // Harmful Cyanobacteria (aquatic ecology series) / Huisman J., Matthijs H.C.P., Visser P.M. (Eds.). – Springer: Dordrecht, 2005. – P. 1-25.
- 

### ***Естественные факторы среды***

Естественная эволюция озер от момента их возникновения является длительным процессом, который заканчивается обмелением водоема при накоплении донных отложений и зарастанием водной растительностью. Это можно объяснить тем, что озера являются аккумулялирующими природными системами с замедленным водообменом. Первым этапом начала деградации и

умирания озер является их эвтрофирование, т.е. увеличение уровня биопродуктивности, связанное в первую очередь с накоплением в озерах питательных веществ (Драбкова и др., 1994). Помимо этого происходит деградация и значительное преобразование водоемов за счет приноса загрязняющих компонентов, таких как нефтепродукты, тяжелые металлы, пестициды и пр.

Для изучения антропогенного влияния на водоем необходимо сначала рассмотреть разнообразие имеющихся естественных факторов, т.к. именно они изначально создают условия обитания для организмов, на которые впоследствии накладывается внешнее воздействие. Естественные условия существования и развития водных экосистем представлены совокупностью физических, химических факторов среды, а также сложными взаимодействиями между сообществами гидробионтов.

Первостепенное значение имеет сама среда их обитания. Вода не только удовлетворяет физиологические потребности организмов, но и служит им опорой, доставляет кислород и пищу, уносит метаболиты (Константинов, 1986). Среди факторов физической природы значительное влияние оказывает температура воды. При этом воздействие проявляется как прямо, так и опосредованно через изменение других важных условий обитания. В сочетании с колебаниями интенсивности солнечной радиации и низкими концентрациями питательных веществ, суточные и сезонные колебания температуры могут создавать экстремальные экологические условия для обитания гидробионтов. Изменение температуры может оказывать дестабилизирующее воздействие не только на отдельные популяции организмов, но и на всю пищевую цепочку в целом, от фитопланктона до планктоноядных хищников (Beisner et al., 1997).

Температурный режим водоема в значительной степени влияет на степень насыщения водной толщи газами и в первую очередь кислородом. На количество кислорода также влияет общее содержание растворенных солей, которое обычно выражают через минерализацию воды. Минерализация также обеспечивает плотностную характеристику водных масс. Помимо общего

содержания различных солей отмечается лимитирующая значимость ряда соединений как минеральной, так и органической природы на жизненные циклы планктонных животных.

Важным фактором можно считать и активную реакцию среды, измеряемую величиной pH. От величины pH зависит развитие и жизнедеятельность водных растений, устойчивость различных форм миграции элементов. Реакция природной водной среды в естественных условиях может изменяться в широком диапазоне значений, но большинство природных вод имеет величину pH 6,0-8,5. Величина pH воды влияет на процессы превращения различных форм биогенных элементов, изменяет токсичность загрязняющих веществ (Гусева, 2000). Эффект закисления проявляется в уменьшении величины pH ниже 6, уменьшении щелочности воды и содержания в ней кальция, а также в увеличении содержания токсичных форм металлов, особенно алюминия. Биологические эффекты закисления водоемов начинают проявляться уже при  $\text{pH} < 6,5$ , а при  $\text{pH} < 4$  фактически прекращается развитие биоты. В целом отмечается, что в закисленных водоемах трофическая сеть проще, чем в незакисленных, она содержит меньше видов, также отмечается отсутствие большинства облигатных и ряда факультативных хищников, наблюдается низкая плотность межвидовых связей (Лазарева, 2003). Изменения в сообществе могут наблюдаться даже при незначительном закислении (Barmuta et al., 1990).

Большое влияние на жизнедеятельность гидробионтов оказывает также солнечная радиация, рассматривать которую следует в совокупности с цветностью и прозрачностью воды. Отмечается, что ритмика миграционного поведения водных животных находится в зависимости от обилия хищников, и в целом может варьировать для определенных видов из года в год и от озера к озеру. Характер и амплитуда миграций изменяется от вида к виду или внутри одного вида с изменениями размера особей, может меняться в зависимости от гендерных признаков, возраста. Например, для планктонных организмов показана достоверная положительная связь между ежедневными

вертикальными миграциями и прозрачностью воды (Dodson, 1990). Можно ожидать различное вертикальное распределение зоопланктона в озерах с различной концентрацией растворенного органического углерода. Положение веслоногих ракообразных в водной толще может исключительно зависеть от прозрачности воды (Wissel, Ramacharan, 2003).

Разносторонними являются и биотические взаимоотношения, связывающие разнородные сообщества с иными компонентами водоема в единую экосистему. Наличием подобных связей обеспечивается устойчивость структуры водного сообщества в целом, и они значительным образом влияют на процессы, происходящие в водоеме. Для их понимания можно рассмотреть теорию трофического каскада, когда водные сообщества рассматриваются как системы с восходящими трофическими уровнями. Первичные продуценты определяют состояние более высоких трофических уровней (контроль «снизу»), но также и хищничество консументов более высоких порядков создает каскад биотических воздействий, направленный вниз и отвечающий за состояние экосистемы в целом (контроль «сверху») (Бульон, 2002).

Все вышеизложенное позволяет говорить о сложных и разносторонних механизмах взаимодействия сообществ гидробионтов с компонентами окружающей среды, иногда еще до конца не понятых и не изученных. Решающая роль в формировании компонентов водных экосистем принадлежит естественным факторам, однако, современный трофический статус обуславливается, прежде всего, антропогенным воздействием и значимость последнего фактора лишь возрастает.

### ***Антропогенное воздействие на водные экосистемы***

В настоящее время именно антропогенное воздействие формирует облик современных водных экосистем. Антропогенное влияние, оказываемое на водоемы, различается как по характеру, так и по степени проявления. Воздействие на водные экосистемы может складываться из токсического влияния поступающих веществ на существующие популяции, а также из

изменения основных структурно-функциональных показателей водных сообществ, за счет дополнительного привноса биогенных веществ, в первую очередь азота и фосфора, т.н. антропогенное эвтрофирование.

Источники поступления веществ, ответственных за загрязнение и эвтрофикацию, подразделяются на организованные и диффузные, которые связаны, главным образом, с такими основными видами хозяйственной деятельности, как организация населенных пунктов и зон рекреации, промышленное производство и сельское хозяйство (Шилькрот, 1975). Также следует учитывать поступление веществ с атмосферными осадками. При отсутствии антропогенного влияния естественные пресноводные высокопродуктивные сообщества могут устойчиво существовать долгое время, однако интенсивная урбанизация водосборов приводит к значительному росту и ускорению продукционных процессов в водных экосистемах. Сокращение поступления основных биогенов приводит к быстрым и заметным обратным эффектам (Kohler et al., 2005).

**Населенные пункты.** Воздействие на окружающую среду населенных пунктов вызывает наиболее значимые нарушения водных экосистем. Сточные воды городов и других населенных пунктов включают фекальные и хозяйственные воды, воды коммунальных предприятий, ливневые воды, смывающие загрязнения с территории населенных мест. Например, сточные воды МУП «Водоканал» г. Казани по всем критериям: по общей нагрузке, по воздействию на санитарный режим за счет сброса большого количества органических веществ, аммония и нитритов, а также по привносу наибольшего количества биогенов, способствующих эвтрофикации водоема, оказывают наибольшее воздействие на Куйбышевское водохранилище в пределах Республики Татарстан (Шагидуллин и др., 2011).

Коммунальные сточные воды, хотя и различаются концентрацией растворенных веществ, но более или менее сходны по их составу. Считается, что в коммунальных сточных водах больших благоустроенных городов количество взвешенных и растворенных веществ на душу населения остается

довольно постоянной величиной, примерно 100 г в сутки. Согласно подсчетам выход с продуктами обмена человека на душу населения составляет 14 г/сут. общего азота и 1,4 г/сут. общего фосфора, а бытовое обслуживание вносит дополнительно 5-10 г/сут. азота и около 1,4 г/сут. фосфора (Шилькрот, 1975).

По составу взвешенных и растворенных веществ ливневые и паводковые стоки с городских территорий резко отличаются от коммунальных стоков. На состав городских стоков влияют загрязнение и засорение, связанное с работой транспорта, засорение территории населением, выделениями животных, строительный мусор, стоки с удобряемых садов, оседающая пыль и т.д. по данным многих исследований, городские стоки содержат меньше эвтрофирующих веществ, чем коммунальные.

Согласно литературным данным, вынос с городскими ливневыми стоками фосфора может составлять  $0,11 \text{ г/м}^2$ , а азота  $0,88 \text{ г/м}^2$  в год. Поступление азота с городской территории в среднем в 10 раз, а фосфора в 5 раз превышает соответствующие показатели для лесных и полевых частей водосбора. Нагрузка озер фосфором, водосбор которых содержит населенные пункты, складывается из поступления с атмосферными осадками, почвенно-грунтовыми водами и с ливневыми стоками с городской территории, последние в общей нагрузке фосфором в среднем составляют 50% (Шилькрот, 1975).

**Промышленное производство.** Отдельные виды промышленного производства сильно различаются по объему и составу сбрасываемых стоков. Промышленные стоки не имеют такого значения в развитии и распространении эвтрофирования водоемов, как коммунальные или стоки с сельскохозяйственных территорий. Их эвтрофирующее влияние обычно локализовано соответственно размещению промышленного производства. По данным Фолленвейдера, количество азота и фосфора, поступающего с промышленными стоками, составляет примерно 10% от поступающего с бытовыми сточными водами (Шилькрот, 1975). Однако их способность к токсическому воздействию гораздо сильнее. Промышленные сточные воды отличаются от других также и все возрастающим разнообразием состава и

состояния содержащихся в них веществ. В местах сброса сточных вод значительно изменяются физико-химические условия, ухудшается качество воды, снижается количество видов, нарушаются структурно-функциональные показатели. Токсические вещества выводят из структуры сообщества прежде всего чувствительные виды. Если они доминировали, то выход их из сообщества приводит к большим перестройкам структуры. Еще большие изменения в сообществах происходят при одновременном влиянии биотических и абиотических факторов, например, загрязнении вод и вселении нового вида, не чувствительного к данному загрязнению. Показана высокая чувствительность гидробионтов к отдельным компонентам загрязнения, таким как нефтепродукты, металлы. При этом различная степень чувствительности к токсикантам существует не только у представителей отдаленных систематических групп, но и в пределах рода, вида и даже среди особей одной популяции (Строганов, 1976).

Отдельные виды промышленного производства сильно различаются по объему и составу сбрасываемых стоков. Промышленные стоки не имеют такого значения в развитии и распространении эвтрофирования водоемов, как коммунальные или стоки с сельскохозяйственных территорий. Их эвтрофирующее влияние обычно локализовано соответственно размещению промышленного производства. По данным Фолленвейдера, количество азота и фосфора, поступающего с промышленными стоками, составляет примерно 10% от поступающего с бытовыми сточными водами.

Однако их способность к токсическому воздействию гораздо сильнее. Промышленные сточные воды отличаются от других также и все возрастающим разнообразием состава и состояния содержащихся в них веществ. В местах сброса многокомпонентных сточных вод значительно изменяются физико-химические условия, ухудшается качество воды, снижается количество видов, нарушаются структурно-функциональные показатели. Токсичные вещества выводят из структуры сообщества, прежде всего, чувствительные виды. Если они доминировали, то выход их из сообщества



приводит к большим перестройкам структуры. Еще большие изменения в сообществах происходят при одновременном влиянии биотических и абиотических факторов, например, загрязнении вод и вселении нового вида, не чувствительного к данному загрязнению. Показана высокая чувствительность гидробионтов к отдельным компонентам загрязнения, таким как нефтепродукты, металлы. При этом различная степень чувствительности к токсикантам существует не только у представителей отдаленных систематических групп, но и в пределах рода, вида и даже среди особей одной популяции.

**Сельское хозяйство.** Сельскохозяйственные стоки наиболее сложно учитывать как источник биогенных элементов. В их составе следует различать вещества, поступление которых связано с земледелием и с животноводством. В земледелии – это потери вносимых в почву удобрений, пестицидов и продукты разложения остатков сельскохозяйственных культур после уборки урожая; в животноводстве – это продукты обмена веществ сельскохозяйственных животных. Сельскохозяйственное загрязнение может привести к значительному ухудшению качества воды и деградации водных систем.

Сельское хозяйство может быть сопряжено со сведением лесов, что также вызывает резкое увеличение выноса азота и фосфора с водосбора (табл. 1.1). С обезлесенного водосбора возрастает общий вынос и взвешенных частиц, составляющий в среднем 156 кг/га по сравнению с 25,4 кг/га с лесного. Причем, интенсивность выноса взвесей с обезлесенных территорий с каждым годом испытывает тенденцию к возрастанию, так как почва в подобных случаях утрачивает способность сопротивляться эрозии (Слинчак, 2006). В целом показатели интенсивности выноса эрозионных продуктов с пахотных земель по регионам России составляют от 0,3 до 8,6 т/га в год (Сметанин, 2003).

Судьба веществ, связанных происхождением с сельским хозяйством, в значительной степени определяется протекающими в почве процессами их превращения и перемещения. Характер этих процессов, с одной стороны,

зависит от комплекса климатических и ландшафтных условий, а с другой – от формы и интенсивности сельскохозяйственного производства (табл. 1.2-1.3).

Табл. 1.1. Среднегодовой вынос азота и фосфора во взвеси и в растворе из лесного и обезлесенного водосборов, кг/га (Шилькрот, 1975)

Эле- менты	Лесной водосбор			Обезлесенный водосбор		
	взвеси		раство- ренное вещество	взвеси		раство- ренное вещество
	органи- ческие	неоргани- ческие		органи- ческие	неоргани- ческие	
P	0,0035	0,0088	0,009	0,050	0,133	0,020
N	0,11	-	3,1	0,37	-	110,0

Табл. 1.2. Вынос азота из почв фильтрующимися водами, в зависимости от типа сельхозугодий (с/х) (Шилькрот, 1975)

Тип с/х угодий	Вынос азота за год
Парующие почвы	Максимум: 110-170 кг/га В среднем: 20-70 кг/га
Почвы под с/х культурами	1-30 кг/га
Почвы под многолетними травами	Не выше 0,1-0,4 кг/га

Табл. 1.3. Вынос фосфора из с/х почв разного типа, мг/м<sup>2</sup> в год (данные Фолленвайдера цит. по Шилькрот, 1975)

Формы фосфора	Почвы		
	Олиготрофные	Мезотрофные	Политрофные
Общий фосфор	<20	20-50	50
Фосфаты	<20	10-25	25

С сельскохозяйственных территорий соединения азота и фосфора выносятся поверхностным и грунтовым стоком. Поверхностный сток содержит биогены как в растворе, так и в составе взвесей. Максимальный вынос фосфора из почв осуществляется в составе взвесей в процессе эрозии, при этом находится фосфор главным образом в минеральных частицах почв. По литературным данным, в результате эрозии почва может терять 20-50 кг/га фосфора в год. Азот может теряться и в составе взвесей, и в растворенном виде

при вымывании из почв. Эрозия может вызывать довольно большие потери азота, до 100-180 кг/га в год. Во взвесах азот находится главным образом в составе органических веществ. Вымывается азот в основном в нитратной форме, но в случае длительного применения удобрений, особенно аммонийных, в фильтрационных водах появляется аммоний. При высоких дозах удобрений вынос азота может составлять 20-40% внесенного количества. Вынос фосфора из почв фильтрационными водами обычно очень незначителен и составляет всего доли килограмма с гектара в год, соизмеримые количества (0,15-0,75 кг фосфора на гектар за год) вымываются с дренажными водами. В целом вынос азота и фосфора с сельскохозяйственных территорий оценивается как потери 10-25% азота и 1-5% фосфора удобрений.

Роль животноводства в формировании состава стока с сельскохозяйственных угодий может быть очень значительна, особенно в крупных животноводческих регионах. При попытках количественной оценки доли животноводства, как источника биогенов можно использовать данные Фолленвайдера о содержании общего азота и фосфора в экскретах различных домашних животных (табл. 1.4). Эвтрофирующие вещества, поступающие на поверхность почвы с экскретами животных, не могут непосредственно обогащать природные воды. Большая часть их адсорбируется почвой. Какая-то часть все же попадает в водотоки, в грунтовый сток и водоемы.

*Табл. 1.4.* Количество общего азота и фосфора в экскретах домашних животных  
(кг на 1000 кг живого веса в год)  
(данные Фолленвайдера цит. по Шилькрот, 1975)

Животные	Общий вес экскретов	Сухой вес экскретов	Азот	Фосфор
Лошади	18 000	3960	128	19
Крупный рогатый скот	27 000	3780	156	17
Свины	30 600	3980	150	45
Овцы	12 600	4030	119	20
Куры	8600	3870	85	31

Также существует зависимость от количества вымываемых веществ в зависимости от типа угодий на водосборах и различных геологических условий (табл. 1.5). Предложена схема для оценки вымывания из почв удобрений. Согласно ей, в природные воды может поступать 10-20% азота и 1-5% фосфора, содержащихся в экскретах животных (Шилькрот, 1975).

*Табл. 1.5. Пределы изменений величин выноса общего фосфора с разных угодий на водосборах, различающихся геологическими условиями (мг/м<sup>2</sup> в год) (данные Диллона и Кирхнера цит. по Шилькрот, 1975)*

Тип угодий	Изверженные породы	Осадочные породы
Лес	0,7-8,8	6,7-18,3
Лес и пастбища	5,9-16	11,1-37,0

**Рекреация.** Одной из форм использования водных систем является использование их для рекреационных целей. Следствием отдыха становится то, что природно-антропогенные объекты в пределах города, имеющие рекреационную ценность, подвергаются значительным нагрузкам, зачастую ставящим под сомнение само существование этих объектов, либо значительно снижающим их ценность.

Для многих водных объектов по всему миру отмечается ускоренное эвтрофирование и ухудшение качества воды в результате чрезмерной рекреационной нагрузки (Россолимо, 1975). Все виды отдыха, хотя и в разной степени, влияют на прилегающую к озеру территорию и на акваторию водоема. В береговой зоне в результате рекреации изменяются почво-растительные комплексы. Уплотнение и истирание верхнего горизонта почвы, нарушение травянистого покрова изменяют условия инфильтрации осадков, смыва почвы, скорости и глубины проникновения поверхностных загрязнений в почву. С увеличением уклона берегового склона загрязняющие вещества могут выноситься поверхностным стоком в водоем по тропинкам и выбитым участкам. Меняется качество грунтовых вод. Изменение в почвенном покрове береговой зоны приводит к снижению микробиологической активности почвы

и нарушению процессов ее самоочищения. Отсутствие или недостаток отхожих мест в зоне отдыха, спуск стоков из кемпингов, расположенных по берегам озер, приводит к тому, что после солнечного выходного дня содержание биогенных органических веществ (по БПК) и бактерий в озере обычно возрастает.

От одного отдыхающего в прибрежной зоне ежесуточно может накапливаться 1,4 г общего фосфора и 14 г общего азота. В непроточных озерах под влиянием поступления больших количеств органических и биогенных веществ начинают интенсивно развиваться водные организмы, а у воды появляется неприятный привкус и запахи, повышается цветность. Ухудшение качества воды приводит к перестройке биоценозов, следствием чего является бурное развитие синезеленых водорослей. Это в свою очередь делает невозможным дальнейшее использование водоема для целей отдыха. В местах «цветения» образуются продукты распада водорослей, при этом содержание органического вещества в воде в 20-40 раз превышает нормы для углерода, в 30-150 раз для азота и в 25-100 раз для фосфора. Количество бактерий возрастает в 100-200 раз, и создаются благоприятные условия для развития патогенной микрофлоры. В зонах с высокой концентрацией синезеленых водорослей недостаток кислорода приводит к разрушению рыбных кормовых баз и гибели рыб. С эстетической точки зрения концентрация хлорофилла не должна превышать 100 мг/м<sup>3</sup>. Купающиеся вносят непосредственно в водоем как биогенные, так и загрязняющие вещества (Драбкова и др., 1994). В течение десяти минут купания человек вносит в воду больше 3 млрд. сапрофитных бактерий и от 100 тыс. до 20 млн. кишечных палочек. Каждый купающийся вносит в водоем в среднем 75 мг общего фосфора и 695 мг общего азота (Шамардина, 1975), по данным Романова В.П. (1985) – 106 мг общего фосфора и 214 мг минерального азота, по другим данным поступление общего азота может достигать 7 г, общего фосфора – 500 мг (Авакян и др., 1987). При длительности купального сезона 100 дней от одного человека в водоем может поступить 7,5 г фосфора и 70 г азота. Озеро глубиной 10 м может

безболезненно принимать нагрузку фосфором до  $0,1 \text{ гР/м}^2$ , можно рассчитать, что площадь поверхности водоема на одного купальщика, необходимая для того, чтобы избежать эвтрофирующего влияния, должна быть не меньше  $160\text{--}200 \text{ м}^2$  (Шамардина, 1975).

Таким образом, при кажущейся «экологичности» использования водоемов в рекреационных целях, при неправильной организации отдыха возможно нарушение функционирования водных экосистем, их деградация и утрата ими их рекреационной значимости.

**Атмосферные выпадения.** Выпадение различных элементов и веществ с атмосферными осадками усиливает их поверхностный сток в водоемы. Особенно высока роль этого источника поступления на урбанизированных территориях. Но и в местах удаленных от промышленного производства в среднем за год может выпадать до  $0,03\text{--}0,04 \text{ кг/га}$  минерального фосфора и  $3\text{--}4,5 \text{ кг/га}$  азота (соотношение аммонийного азота к нитратному 2:1) (Шилькрот, 1975). Ведущая роль принадлежит атмосферным выпадениям и в случае закисления водоемов и водосборов.

### ***Последствия эвтрофирования***

В современных условиях процессы развития и преобразования водных экосистем протекают значительно быстрее, чем раньше, поскольку они обусловлены не столько естественными факторами, действующими в масштабе геологического времени, сколько антропогенными. К числу глобальных процессов, резкое возрастание скорости которых отмечено в последние десятилетия, можно отнести процесс антропогенного эвтрофирования (РД..., 2000). Естественно, что это не единственная проблема для водных экосистем, но именно ее называют доминирующей в современных условиях (Søndergaard et al., 2007).

Процессы эвтрофирования настолько интенсифицировались, что приводят к постоянно усиливающемуся ухудшению качества воды. Явление стихийного антропогенного эвтрофирования получило глобальный характер и резко

выражено как в олиготрофных холодноводных озерах Европы, Северной Америки, Азии, так и на мезо- и эвтрофных водохранилищах умеренных широт. Этот процесс характерен также для прудов, эстуарных бассейнов и в отдельных случаях даже для морей (Науменко, 2007). В Азиатском регионе 54% озер и водохранилищ являются эвтрофными, в Европе, Африке, Северной и Южной Америке – 53% (Bartram et al., 1999).

В небольших замкнутых водных объектах, к которым относятся озера, эвтрофирование приводит к резкому уменьшению глубин, а затем и к их исчезновению, особенно если этот процесс сопряжен с заиливанием. Актуальна эта проблема и для Республики Татарстан. Детальные исследования, выполненные в 1968-1970 гг. в Казанском отделе гидрологии и водных ресурсов СевНИИГиМ, выявили в Татарской АССР 8691 озеро (начиная с озер площадью 0,1 га), однако не было обнаружено множество озер (1071) имевшихся ранее на землеустроительных планах, составленных по материалам аэрофотосъемки 1957-1959 гг. (Озера..., 1976). По состоянию на 2008 г. в Республике Татарстан насчитывалось 8111 озер (Государственный доклад..., 2009), близкое значение – более 8000, фигурирует во всех Государственных докладах о состоянии природных ресурсов и об охране окружающей среды Республики Татарстан последних лет.

С процессами эвтрофирования связаны и другие неблагоприятные последствия для водных экосистем, например, сопутствующее массовое развитие синезеленных водорослей. Так называемое «цветение» приводит к ухудшению органолептических качеств воды – появляется неприятный вкус и запах, изменяется ее цвет. Отмирание водорослей и их последующее разложение, приводит к резкому снижению концентрации растворенного кислорода, особенно в придонных слоях воды, что ведет к замору рыб и гибели других гидробионтов. Кроме того, некоторые виды синезеленных водорослей могут продуцировать разнообразные вторичные метаболиты – цианотоксины, которые губительно действуют на водную флору и фауну (Codd et al., 2005).

Отмечается, что примерно 60% проб с синезелеными водорослями могут содержать цианотоксины.

Разнообразие цианотоксинов, выделяемых синезелеными водорослями (*Microcystis*, *Nodularia* spp. и др.), чрезвычайно высоко, например, только вариаций микроцистинов, обладающих острым гепатотоксическим эффектом, существует около 80. Кроме упомянутого токсического влияния на клетки печени, цианотоксины могут обладать нейротоксическими и дерматоксическими механизмами воздействия, а также блокировать синтез многих важных белков (Sivonen, Jones, 1999). Описание основных групп цианотоксинов приведено ниже.

Анатоксины – группа нейротоксических алкалоидов (рис. 1.3.1), продуцируемых цианобактериями родов *Anabaena*, *Oscillatoria* и *Aphanizomenon*. Токсичность этих соединений ( $LD_{50}$ ) варьирует от 20 до 250 мкг/кг веса.

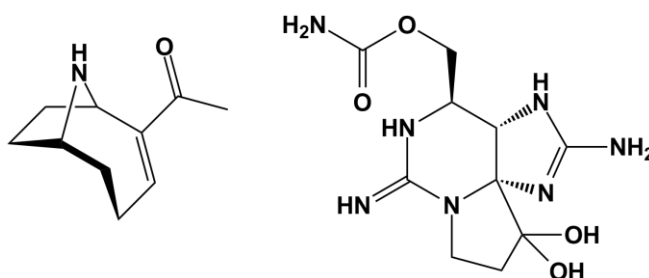


Рис. 1.3.1. Структурные формулы нейротоксических цианотоксинов: анатоксина-а и сакситоксина

Сакситоксины – как и анатоксины, являются нейротоксическими алкалоидами, которые также известны как паралитический яд медуз (рис. 1.3.1). Эта группа высокотоксичных соединений с  $LD_{50}$  на уровне 10 мкг/кг. Сакситоксины продуцируются рядом родов цианобактерий: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Oscillatoria*.

Микроцистины – наиболее часто встречающиеся цианотоксины (Zaccaroni, Scaravelli, 2008), представляют собой моноциклические гептапептиды, содержащие специфическую аминокислоту (Adda). Микроцистины блокируют



протеинфосфатазы PP1 и PP2A, что вызывает гепатотоксический эффект. Эти токсины продуцируются цианобактериями родов *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanocapsa*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Rivularia* и *Synechococcus*. Однако наиболее часто отмечаются для родов *Anabaena* и *Microcystis*. Клетки последнего рода могут содержать около 0,2 пг микроцистина, что может представлять реальную угрозу при массовом развитии цианобактерий. При благоприятных условиях синезеленые водоросли данных родов могут являться доминирующей группой фитопланктона, составляя от 47 до 100% общей численности и биомассы (до 25 трлн клеток и 1,7 кг биомассы на м<sup>3</sup> в пятнах цветения).

Относительная токсичность микроцистинов может отличаться в зависимости от молекулярной структуры, микроцистин-LR (рис. 1.3.2) – одна из наиболее токсичных форм с LD<sub>50</sub> около 50 мкг/кг. Норматив для питьевой воды, рекомендуемый ВОЗ для микроцистина-LR составляет 1 мкг/л (WHO, 2011).

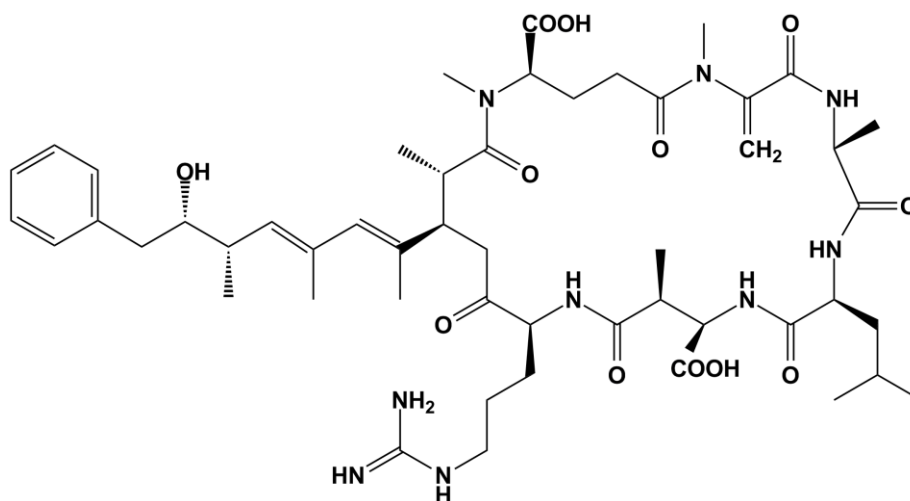


Рис. 1.3.2. Структурная формула микроцистина-LR

Структура нодуляринов (рис. 1.3.3) сходна с микроцистинами, они оказывают схожий гепатотоксический эффект и имеют аналогичные значения LD<sub>50</sub>. Этот тип токсинов продуцируется видом *Nodularia sputigena*.

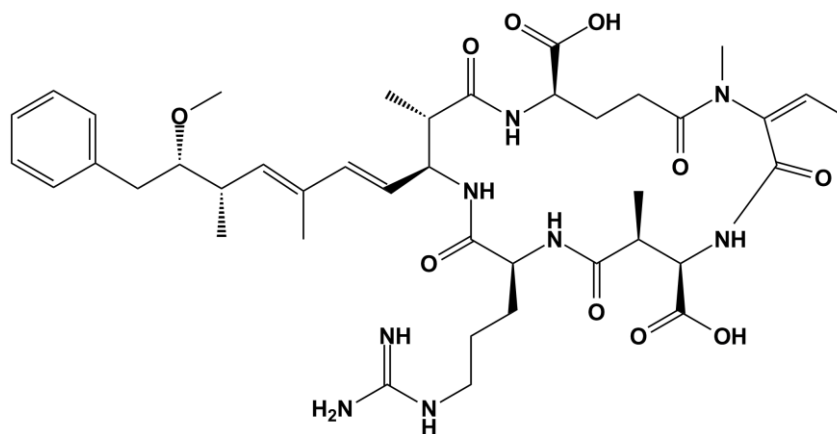


Рис. 1.3.3. Структурная формула нодулярина-R

Первоначально выделенные из цианобактерий вида *Cylindrospermopsis raciborskii* цилиндроспермопсины (рис. 1.3.4) также продуцируются *Aphanizomenon ovalisporum* и *Umezakia natans*. Циклический алкалоид, как и микроцистин, в первую очередь поражает печень, а также приводит к значительному повреждению других жизненно важных органов, LD<sub>50</sub> составляет 200 мкг/кг.

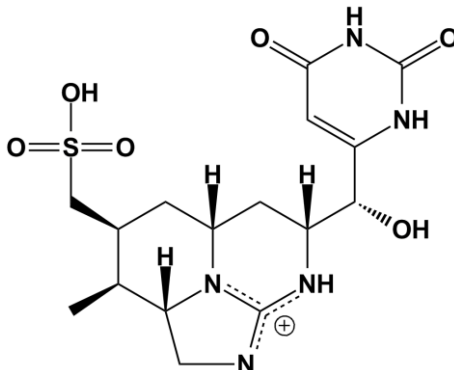


Рис. 1.3.4. Структурная формула цилиндроспермопсина

Продуцируемые некоторыми морскими цианобактериями, такими как *Lyngbya*, аплизиатоксины (рис. 1.3.5) широко известны дерматотоксичной активностью, вызывая воспаление кожи. Они также являются мощными промоутерами злокачественных опухолей. Аплизиатоксины были обнаружены в ассоциации с нитчатыми цианобактериями, в том числе *Schizothrix calcicola* и *Oscillatoria nigroviridis*.

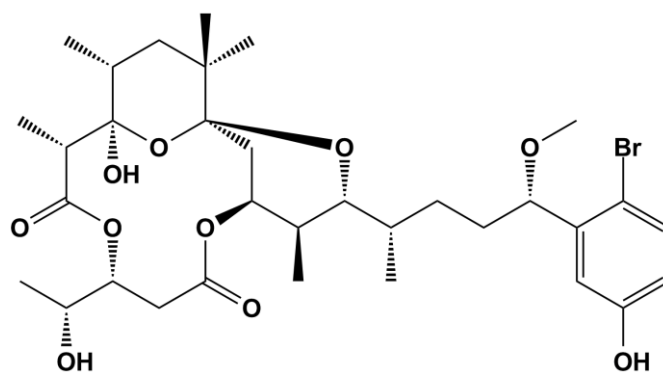


Рис. 1.3.5. Структурная формула аплизиатоксина

Лингбиатоксин-а – индол-алкалоидный токсин, схожий с продуцируемым микроорганизмами рода *Streptomyces* телеоцидином-В. Этот токсин продуцируют цианобактерии *Lyngbya majuscula*, является возбудителем дерматитов, а также сильным опухолевым промоутером.

Ежегодно во всем мире фиксируются случаи токсичного цветения синезеленых водорослей (табл. 1.3.1) и отравления диких, домашних и сельскохозяйственных животных от употребления воды зараженной цианотоксинами.

Табл. 1.3.1. Случаи токсичного цветения синезеленых водорослей  
(Cood et al., 2005)

Европа	Бельгия, Германия, Греция, Великобритания, Венгрия, Дания, Ирландия, Испания, Италия, Латвия, Нидерланды, Норвегия, Польша, Португалия, Россия, Словакия, Словения, Украина, Финляндия, Франция, Чехия, Швеция, Швейцария, Эстония
Ближний Восток и Азия	Бангладеш, Вьетнам, Индия, Израиль, Иордания, Малайзия, Непал, КНР, Саудовская Аравия, Таиланд, Турция, Филиппины, Шри-Ланка, Южная Корея, Япония.
Америка	Аргентина, Бермудские Острова, Бразилия, Венесуэла, Канада, Мексика, США, Чили.
Австралия	Австралия, Новая Зеландия, Новая Каледония.
Африка	Ботсвана, Египет, Зимбабве, Кения, Марокко, Эфиопия, ЮАР.
Антарктида	Шельфовый ледник Мак-Мёрдо.
Моря и океаны	Атлантический океан, Балтийское море, Карибское море, Индийский океан.

Можно отметить, что эта проблема характерна не только для последнего времени, первые свидетельства цианобактериальной интоксикации датируются еще началом XIX века (табл. 1.3.2).

Табл. 1.3.2. Первые литературные данные о гибели животных от употребления воды, зараженной цианотоксинами (цит. по Cood et al., 2005)

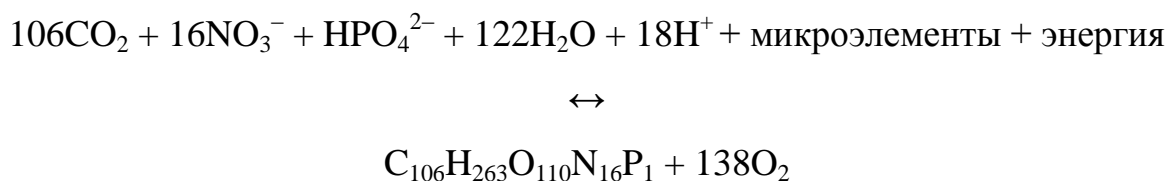
Расположение	Вид цианобактерий	Погибшие животные	Автор, год
Ютландия, Дания (оз. Sunds, Gjødstrup, Flynder, Stubbergårds)	Не идентифицирован	Крупный рогатый скот	Hald, 1833
Южная Австралия (оз. Alexandrina)	<i>Nodularia spumigena</i>	Овцы, крупный рогатый скот, лошади, свиньи, собаки	Francis, 1878
Померания, Польша (оз. Barlewise)	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Утки, курицы, голуби, рыбы, лошади и другие с/х животные	Benecke, 1884

Чрезвычайно опасны эти токсины и для людей, контакт с ними может приводить к аллергическим реакциям, развитию опухолевых процессов, отравлениям и даже смерти (Azevedo et al., 2002; Vasconcelos, 2006). Первый зафиксированный случай отравления человека цианотоксинами произошел еще в 1931 г. в Огайо (США), когда применение сульфата меди для борьбы с «цветением» источника питьевого водоснабжения привело к массовому отмиранию клеток водорослей, их лизису и как следствие поступлению содержащихся в них токсинов в воду и отравлению тысяч людей. В последующие годы были отмечены и другие эпизоды отравления цианотоксинами, например, в Зимбабве (1966), Австралии (1983), Бразилии (1993, 1996). В каждом из этих случаев отмечались как тяжелые отравления сотен людей, так и случаи смерти (Zaccaroni, Scaravelli, 2008). Проблема

«цветения» поверхностных вод и загрязнения их цианотоксинами актуальна и для России. Установлено, что концентрация свободных микроцистинов в воде водных объектов рекреационного назначения может многократно превышать нормативы ВОЗ (Никитин и др., 2012; Степанова и др., 2012).

Перечисленные факты свидетельствуют о необходимости принятия мер, направленных на снижение интенсивности обмеления, зарастания и деградации водоемов, на восстановление водной экосистемы в целом. При этом решение задачи сохранения и восстановления лентических экосистем требует современных комплексных экотехнологических подходов.

Основным фактором, определяющим биологическую продуктивность водоемов и как следствие интенсивность процессов эвтрофирования, является содержание биогенных элементов и в первую очередь содержание фосфора. Связано это с чрезвычайной важностью этого элемента для биологических процессов, что находит свое отражение в известном стехиометрическом соотношении – коэффициенте Редфилда, согласно которому соотношение концентраций основных биогенных элементов в фитопланктоне является следующим: по числу атомов –  $O:C:N:P = 212:106:16:1$ , по молярному весу –  $O:C:N:P = 109:41:7,2:1$ . Таким образом, в фотическом слое, на каждый миллиграмм фосфора, используемого в процессе фотосинтеза, приходится 7,2 мг азота и 76 мл  $CO_2$  (при этом выделяется аналогичное количество кислорода):



Трансформируя формулу, в конечном итоге получаем:



Если отношение концентрации азота к концентрации фосфора превышает 7,2, можно говорить о том, что фосфор является лимитирующим элементом. При этом необходимо отметить, что многие сине-зеленые водоросли способны к азотификации, так что дефицит азота для них не столь страшен, как доступность фосфора. Поэтому сокращение поступления этого элемента в водоем, снижение его биодоступности является основополагающей стратегией в контроле эвтрофирования. Этого можно добиться, уменьшая поступление фосфора с водосбора, увеличивая время его удержания в донных отложениях, а также повышая скорость удаления фосфора из водоема (Hupfer, Hilt, 2008). При этом для большей эффективности восстановительных мероприятий, желательно проводить работу по всем трем названным направлениям. Сосредоточение внимания лишь на одном из них может свести на нет все усилия. Например, можно эффективно (на 80-90%) проводить мероприятия по снижению внешней нагрузки биогенов. Однако, ожидаемый положительный эффект от такого восстановления может быть отсрочен на 10-15 лет (Jeppesen et al., 2005). В то же время, применяя комбинированный подход, можно сократить период ожидания в несколько раз.

#### **Вопросы для самоконтроля:**

1. Перечислите основные естественные факторы, отвечающие за формирование физико-химических условий в водоеме.
2. Дайте характеристику основных современных проблем водных экосистем: поступление загрязняющих веществ, закисление, засоление, заиление.
3. Что такое эвтрофирование? Отличие антропогенного эвтрофирования от естественного.
4. Основные источники антропогенного эвтрофирования: населенные пункты, промышленное производство, сельское хозяйство, рекреация.
5. Причины возникновения эвтрофирования, возможные последствия.
6. Неблагоприятные последствия «цветения» водоемов. Основные факторы, определяющие биологическую продуктивность водоемов.

7. Цианобактериальные токсины, источники поступления, основные группы, неблагоприятные последствия их нахождения в природных водах.

8. Стехиометрический коэффициент Редфилда, использование для установления лимитирующих факторов эвтрофикации.

### **Тема 3. Современные подходы в оздоровлении водных объектов**

**Аннотация:** Рассмотрены основные принципы, подходы и стратегия оздоровления водных экосистем. Разработка восстановительных технологий: российская и зарубежная практика. Применение консервативных методов и инновационных разработок. Балансовый подход в восстановлении водных объектов.

**Ключевые слова:** снижение внешней нагрузки, снижение внутренней нагрузки, балансовый принцип.

#### **Глоссарий:**

**Водосборный бассейн** – площадь, с которой поверхностные воды стекают в данную реку, озеро, море.

**Неточечные (рассеянные) источники воздействия** – загрязнение принимающей воды проистекает от рассеянных в водосборе источников. Типичным примером является попадание в поток несобранных стоков дождевых вод. Неточечные источники иногда называют также «диффузными» водами.

**Точечные источники воздействия** – стоки отходов в створ принимающей воды в конкретном месте, в такой точке, как канализационная труба или некоторые типы сливных каналов систем обогащения.

#### **Методические рекомендации по изучению темы:**

Необходимо изучить лекционный материал с определениями основных понятий. После этого следует ответить на контрольные вопросы.

### **Источники информации:**

1. Измайлова А.В. Зарубежный опыт восстановления внутренних водоемов (по материалам электронной базы данных «Озера Земли») // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Сборник трудов международной научно-практической конференции, г. Санкт-Петербург, 15-18 октября 2007 г. / Отв. ред. В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев. – СПб.: Лема, 2007. – С. 153-162.
2. Измайлова А.В., Ульянова Т.Ю. Возможности использования онлайновой базы данных «Озера Земли» для получения информации по негативным процессам, происходящим в водоемах // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Сборник трудов международной научно-практической конференции, г. Санкт-Петербург, 15-18 октября 2007 г. / Отв. ред. В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев. – СПб.: Лема, 2007. – С. 163-166.
3. Прыткова М.Я. Научные основы и методы восстановления озерных экосистем при разных видах антропогенного воздействия. – СПб.: Наука, 2002. – С. 3-63.
4. Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – С. 58-94.

---

За последние десятилетия разработано и внедрено в практику большое число методов, применяемых на водоемах для целей восстановления (Хендерсон-Селлерс, 1987, 1990; Драбкова, 1994; Румянцев, 2000; Прыткова, 2002; Klapper, 2003; Cooke, 2005; Jeppesen, 2005; Теория и практика..., 2007; Søndergaard, 2000, 2007; Gulati, 2002, 2006, 2008; Gupta, 2008; Hupfer, 2000, 2008; Jørgensen, 2005, 2008; Ugochukwu, 2008; Ansari, 2011 и др.). Пионерами в этом стали страны Западной Европы и Северной Америки. В первую очередь: Швеция, Дания, Голландия, Великобритания, Германия, США и Канада. Российский опыт в этом несколько беднее, хотя первые работы по



исследованию антропогенного эвтрофирования внутренних водоемов, были начаты в СССР еще в 1963 г. (Науменко, 2007). В настоящее время есть удачные примеры восстановления озер в Японии, Австралии, Новой Зеландии и других странах, в том числе имеются примеры успешного осуществления оздоровительных мероприятий на водоемах и в отечественной практике (Теория и практика ..., 2007).

Основные методы по восстановлению водных экосистем построены на балансовом принципе поступления веществ. В частности, можно отметить, что основной негативный эффект оказывают загрязняющие вещества, находящиеся в свободном доступе непосредственно в водной толще, поэтому многие мероприятия направлены на снижение их концентрации, и как следствие – на оздоровление (на примере фосфора – рис. 1.3.6).

Негативный эффект оказывает фосфор, содержащийся непосредственно в водной толще, поэтому мероприятия направленные на сокращение его концентрации, и как следствие – на восстановление водоема, будут включать действия по снижению его эмиссии, как за счет прямого внешнего поступления, так и за счет высвобождения из донных отложений, а также меры по увеличению его вывода из системы (осаждение, водосток из водоема, удаление донных отложений). Существуют и другие средства, например, получившее большое распространение в последнее время биоманипулирование.



Рис. 1.3.6. Балансовая схема фосфора в водоеме

В целом существует два подхода к восстановлению водоемов:

– воздействие на водосборный бассейн с целью снижения внешней нагрузки (профилактические меры), включающее строительство локальных очистных сооружений и повышение эффективности очистки сточных вод, ограничение сброса сточных вод, сокращение объемов поступающих с ливневыми сточными водами загрязняющих веществ с водосборной площади, установление и соблюдение режима водоохраных зон, ограничение рекреационной нагрузки и др.;

– вмешательство во внутриводоемные процессы с целью снижения внутренней нагрузки (оздоровительные меры).

Однако, несмотря на большое разнообразие современных методов оздоровления водоемов, эффективность способности экологических систем к самовосстановлению может существенно превышать результативность самых лучших инженерных решений.

**Вопросы для самоконтроля:**

1. Балансовый подход в восстановлении водных объектов.
2. Точечные и рассеянные источники воздействия.
3. Внешние и внутренние источники поступления биогенов.

## **Тема 4. Теория и практика снижения внешней нагрузки на водные экосистемы**

**Аннотация:** Рассматриваются мероприятия по планомерному снижению эмиссии фосфора в водный объект. Работа с точечными источниками нагрузки. Очистка впадающих сточных вод. Мероприятия по вводу в эксплуатацию новых и увеличению эффективности работы существующих очистных сооружений по очистке коммунально-бытовых, промышленных и сельскохозяйственных сточных вод. Внедрение систем оборотного водоснабжения на предприятиях. Варианты осуществления дренажного

канализирования на водосборе. Защита от рассеянных источников загрязнения. Берегоукрепление и ландшафтное обустройство территории. Использование габионных конструкций, армирующих геоматериалов (георешетки, геосетки, геотекстиль и т.п.). Методы лесо- и лугомелиорации. Организация буферных систем: перехватывающих прудов, искусственных ветландов.

**Ключевые слова:** снижение эмиссии фосфора, очистка сточных вод.

#### **Глоссарий:**

**Аэротенк** – сооружение для аэробной биологической очистки больших количеств сточных вод. Аэротенки представляют собой емкостные проточные сооружения со свободно плавающим в объеме обрабатываемой воды активным илом, бионаселение которого использует загрязнения сточных вод для своей жизнедеятельности. Непременным условием эффективности биологических процессов метаболизма в аэротенке является обеспечение их растворенным в воде кислородом, что достигается аэрацией и перемешиванием смеси воды и активного ила пневматическими, механическими или смешанного типа устройствами.

**Габион** – это объемные конструкции прямоугольной формы, состоящие из металлической сетки и заполняемой природным камнем. Габионы применяются в качестве укрепляющей конструкции для защиты берегов от размывания.

**Коагуляция** – это слипание частиц коллоидной системы при их столкновениях в процессе теплового движения, перемешивания или направленного перемещения во внешнем силовом поле. В результате коагуляции образуются агрегаты – более крупные (вторичные) частицы, состоящие из скопления мелких (первичных). Первичные частицы в таких агрегатах соединены силами межмолекулярного взаимодействия непосредственно или через прослойку окружающей (дисперсионной) среды. Коагуляция сопровождается прогрессирующим укрупнением частиц и уменьшением их общего числа в объеме дисперсионной среды (жидкости). Слипание однородных частиц называется гомокоагуляцией, а разнородных – гетерокоагуляцией.

**Отстойник** – сооружением механической очистки сточных вод, используется для удаления оседающих или всплывающих грубодисперсных веществ. Различают первичные отстойники, которые устанавливают перед сооружениями биологической или физико-химической очистки, и вторичные отстойники – для выделения активного ила или биотенки.

**Песколовки** – аппараты для осаждения примесей из сточных вод, предназначены для выделения из сточных вод тяжелых минеральных примесей (главным образом песка) крупностью свыше 0,2-0,25 мм при пропускной способности станции очистки сточных вод более 100 м<sup>3</sup>/сут.

**Флотация** – процесс молекулярного прилипания частиц флотируемого материала к поверхности раздела двух фаз, обычно газа (чаще воздуха) и жидкости, обусловленный избытком свободной энергии поверхностных пограничных слоев, а также поверхностными явлениями смачивания.

#### **Методические рекомендации по изучению темы:**

Необходимо изучить лекционный материал с определениями основных понятий. После этого следует ответить на контрольные вопросы.

#### **Источники информации:**

1. Ветошкин А.Г. Процессы и аппараты защиты гидросферы. Учебное пособие. – Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2004. – С. 15-19.
2. Прыткова М.Я. Научные основы и методы восстановления озерных экосистем при разных видах антропогенного воздействия. – СПб.: Наука, 2002. – С. 64-71.
3. Укрепление берегов [Электронный ресурс] / Берегоукрепление. Укрепление берегов рек, водоемов, прудов. Укрепление береговых линий габионами и георешеткой. – Режим доступа: <http://www.roadstroy.ru/services/coast-guard>, 2011. – Загл. с экрана.
4. Cooke G.D. Restoration and management of lakes and reservoirs. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – P. 89-148. <http://books.google.ru/books?id=1VNo5odGzz4C&printsec=frontcover&hl=ru#v=onepage&q&f=false>

### ***Снижение внешней нагрузки***

Самым первым шагом, к восстановлению озера или водохранилища, является снижение поступления промышленных, ливневых и т.п. сточных вод, так называемой внешней нагрузки. Эти источники обычно вносят наибольший вклад в содержание фосфора, азота, других биогенов и загрязняющих веществ в водоеме. Если этого не предпринять, то любые восстановительные процедуры не приведут к сколь-нибудь значимому и устойчивому улучшению состояния. Иногда, одно лишь снижение внешней нагрузки, уже может быть достаточной мерой, для возвращения водной экосистемы к нормальному функционированию. Однако в большинстве случаев, другие источники поступления биогенов, могут быстро восполнять эти потери и требуют проведения дополнительных восстановительных мероприятий. Например, необходимо учитывать, что запасы фосфора в донных отложениях могут быть мощным внутренним источником этого биогенного элемента (сопоставимым с внешним воздействием), быстро восполняя его дефицит, образующийся вследствие сокращения его поступления извне (Прыткова, 2002; Gulati, 2008; и др.).

Можно отметить, что глубокие водоемы обычно быстрее реагируют на сокращение внешней нагрузки, чем мелководные. Неглубокие озера сложнее восстанавливаются, из-за постоянно происходящего ветрового перемешивания водной толщи. Это обуславливает интенсивное поступление веществ из донных отложений, в том числе и биогенов непосредственно в фотический слой, вызывающих возобновление «цветения». Скорость высвобождения веществ в таких водоемах бывает отчетливо выше, чем даже при восстановительных условиях, но в стратифицированных озерах. Особенно высокая скорость (20-50 мг/м<sup>2</sup> в день) может наблюдаться при низких значениях отношения Fe:P, интенсивном ветровом перемешивании и высоких значениях pH. Внутреннее поступление фосфора активизируется в летний период, по причине высокой температуры и биологической активности, также отмечают положительную

связь с трофическим статусом. Разумеется, в конце концов, такая нагрузка также снизится, однако это может занять несколько десятилетий (Cooke, 2005).

Сокращение внешнего поступления фосфора может быть достигнуто различными средствами. Во-первых – непосредственным снижением эмиссии фосфора в водоем, во-вторых – повышением удерживающей способности водосбора, в-третьих – очисткой впадающих притоков перед их попаданием в водоем.

Планомерное снижение эмиссии фосфора в водный объект включает:

- Мероприятия по вводу в эксплуатацию новых или увеличению эффективности работы существующих очистных сооружений по очистке коммунально-бытовых, промышленных и сельскохозяйственных сточных вод.

- Применение систем оборотного водоснабжения на предприятиях.

- Использование кольцевой системы дренажной канализации на водосборной площади, для сбора и отвода на очистные сооружения ливневых сточных вод по периметру водного объекта.

- Внедрение продуманного подхода к управлению водосборным бассейном, особенно в пределах городской черты (т.н. «наилучшая природоохранная практика»). Это в частности обеспечивает превентивную защиту водоема от воздействия рассеянных источников загрязнения, за счет снижения объемов дождевого, талого и паводочного стоков (Hupfer, Hilt, 2008).

Наиболее эффективным для целей восстановления является совместное применение вышеприведенных методов.

**Защита от точечных источников воздействия.** Снижение внешней нагрузки приводит к быстрому и заметному улучшению состояния водоема: снижаются концентрации биогенных элементов, уменьшается количество фитопланктона, увеличивается прозрачность воды. При удалении загрязняющих веществ, снижается их количество и в принимающем водоеме. Наилучшим решением в снижении внешней нагрузки, за счет уменьшения поступления от организованных (точечных) источников сточных вод, а также за счет уменьшения нагрузки с водосбора (рассеянные источники), при условии

сбора и отвода ливневых сточных вод по периметру водного объекта, является строительство очистных сооружений. Единственным недостатком в данном случае является дороговизна осуществления подобных мероприятий.

В зависимости от состава сточных вод применяются различные методы и способы очистки. Сточные воды очищают механическими, физико-химическими и биологическими методами. Выбор схемы очистки определяется рядом факторов, включающих показатели очищаемого стока, возможность утилизации примесей и повторного использования воды для производственных нужд, состояние водоема, качество воды в нем и т.д.

При сильной загрязненности сточных вод их очистка от примесей производится в несколько этапов. Во всех случаях очистки стоков первой стадией является механическая очистка, предназначенная для удаления наиболее крупных механических примесей, взвесей и дисперсно-коллоидных частиц. Последующая очистка от химических веществ осуществляется различными методами: физико-химическими (флотация, абсорбция, ионообмен; дистилляция, обратный осмос и ультрафильтрация и др.), химическими (реагентная очистка), электрохимическими (окисление и восстановление, электродиализ, электрокоагуляция, электрофлотация и т.п.), биологическими. Если в сточных водах имеются вредные вещества, применяют термические методы, позволяющие уничтожить примеси. Как правило, во многих случаях приходится применять комбинацию указанных методов (Ветошкин, 2004).

**Защита от рассеянных источников воздействия.** Несмотря на то, что основными источниками воздействия на водоемы являются организованные выпуски сточных вод, роль «рассеянной» нагрузки с водосбора остается очень высокой, особенно в условиях городской черты. Связано это с большими трудностями, как в учете, так и перехвате такой нагрузки. Однако игнорирование такого пути поступления веществ в водоем, может существенным образом затруднить и замедлить наступление оздоровительного эффекта от других мероприятий.

Повышение способности к удержанию веществ на водосборной площади достигается созданием элементов ландшафта, например, таких как искусственные ветланды, залужением прилегающей территории, высадкой древесной и кустарниковой растительности, организацией водоохранных зон (Румянцев и др., 2000). Дополнительным эффективным методом, уменьшающим эвтрофирующую нагрузку ландшафта на водоем, может стать использование удобрений, не содержащих фосфор (рис. 2.1.1).



*Рис. 2.1.1.* Применение удобрений, не содержащих в своем составе фосфор, уменьшает эвтрофирующую нагрузку ландшафта на водоемы ([www.blog.mlive.com](http://www.blog.mlive.com))

Очистку поступающих вод непосредственно перед попаданием в водоем можно осуществлять при помощи мероприятий по организации буферных систем между водосборной площадью и водоемом, например созданием пояса прибрежной растительности, перехватывающих прудов, ветландов и т.д. (раздел 2.1.4).

Схожий эффект дают мероприятия непосредственно по берегу водоема, например, обустройство и укрепление береговой линии. Существующие



традиционные технологии укрепления берегов дают возможность предотвратить процесс ослабления и размыва грунта, вызванный действием воды, например, при помощи специальных объемных сетчатых конструкций – габионов (рис. 2.1.2), каменной наброски и т.п.

Габионные конструкции представляют собой естественные строительные блоки, выполненные из оцинкованной сетки заполненные природным камнем или галькой. Их применение резко уменьшает уровень гидростатического влияния на грунт, обеспечивая надежную защиту берегов.

Содержащиеся в подобных конструкциях частицы грунта способствуют росту растительности, что не только придает данным сооружениям со временем еще большую прочность, но и способствует тому, что они становятся частью окружающего ландшафта и даже его украшением. По своей форме объемные конструкции можно разделить на типы – коробчатые габионы и матрацы (матрац Рено).



*Рис. 2.1.2. Береговая линия, укрепленная габионами (Укрепление..., 2011)*

Не менее эффективным является укрепление берегов объемной георешеткой – сотовой конструкцией из полимерных лент, скрепленных прочными сварными швами в шахматном порядке. Образованный каркас заполняется щебнем, песком или растительным грунтом. Подобная конструкция предотвращает опускание грунта, расползание склонов и позволяет решить проблему подмывания берегов (Укрепление..., 2011).

В последнее время также активно применяется берегоукрепление с использованием бревен лиственницы (рис. 2.1.3). Лиственница не гниет в воде, конструкции из нее отличаются долговечностью и высокой эстетической привлекательностью.



*Рис.2.1.3. Укрепление берегов при помощи вертикальной стенки из лиственничных свай (Неизвестный Татарстан..., 2013)*

**Вопросы для самоконтроля:**

1. Какие восстановительные мероприятия направлены на непосредственное снижение эмиссии фосфора в водоем?
2. Защита от точечных и рассеянных источников воздействия.

3. Какие мероприятия можно применить для повышения удерживающей способности водосбора и очистку впадающих притоков перед их попаданием в водоем?

## **Тема 5. Борьба с эвтрофированием. Инактивация биогенов внутри водоема**

**Аннотация:** Рассматривается лимитирующая роль фосфора в функционировании водных экосистем, основные формы в природных водах. Применение реагентной очистки. Особенности использования солей алюминия, железа и кальция для процедур восстановления. Определение дозы и времени внесения. Преимущества, происходящие процессы, влияющие факторы, возможные отрицательные последствия. Инактивация фосфора с использованием инновационных разработок (бентонитовая глина и модифицированные препараты на ее основе), преимущества метода.

**Ключевые слова:** группы фосфора в водоеме, общий фосфор, инактивация биогенов, реагентная очистка, бентонит.

### **Глоссарий:**

**Бентонит** – природный глинистый минерал (назван по месторождению Бентон, США). Используется в качестве сорбента для инактивации фосфора в водоеме.

**Биотрубация** – совокупность нарушений в донных отложениях, вызванных деятельностью живых организмов: норы, ходы, следы копания и ползания, а также переработка минерального материала в результате прохода его через желудок организмов.

**Инактивация фосфора** – удаление доступного фосфора из водной толщи и замедление обменных реакций между донными отложениями и придонными слоями воды.

### **Методические рекомендации по изучению темы:**

Необходимо изучить лекционный материал с определениями основных понятий. После этого следует ответить на контрольные вопросы.

### **Источники информации:**

1. Cooke G.D. Restoration and management of lakes and reservoirs. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – P. 177-238.
  2. Hupfer M., Hilt S. Lake Restoration // Encyclopedia of Ecology / Jørgensen S.E., Fath B.D. (Eds.). – Amsterdam: Elsevier, 2008. – P. 2080-2093.
  3. Klapper H. Technologies for lake restoration // Journal of Limnology. – 2003. – Vol. 62 (Suppl. 1). – P. 73-90.
- 

### ***Снижение реакционной способности фосфора***

Фосфор в природных водах представлен тремя основными группами: растворимый реакционноспособный фосфор (преимущественно минеральный), растворимый нереакционноспособный – органический фосфор и фосфор в частицах (отделяется от двух других при помощи фильтрования) (Rigler, 1973). Сумма первой и второй группы называется также растворимым фосфором, а сумма всех трех групп – общим фосфором.

Особый интерес вызывает растворимый реакционноспособный фосфор, именно он в первую очередь участвует в биологических реакциях. Эта фракция фосфора в основном состоит из ортофосфатов ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), которые непосредственно используются для процессов фотосинтеза и могут существенно лимитировать рост водорослей, находясь в недостатке. Несмотря на то, что концентрация фосфатов, особенно в вегетационный сезон, обычно низкая, существенного их недостатка для растений не наблюдается. Происходит это из-за высокой скорости обменных реакций с участием фосфора. Например, в летний период полный цикл этого элемента может пройти всего за минуту.

Снижая концентрацию фосфора до предела, лимитирующего рост водорослей, можно предотвратить нежелательное «цветение» воды. В случае

значительного сокращения внешней нагрузки и при низких скоростях поступления из донных отложений, количество фосфора может быть снижено и как следствие может наблюдаться быстрое оздоровление водоема. Однако подобная ситуация является скорее исключением, чем правилом (Cooke, 2005). Другие источники фосфора, в основном внутренние, восполняют его недостаток в воде и требуют проведение дополнительных мероприятий.

Доступность фосфора можно уменьшить, повышая интенсивность его седиментации (инактивация фосфора) или сокращая поступление фосфора из донных отложений, при помощи таких методов как аэрация, оксигенация, внесение нитратов и изолирование.

**Инактивация фосфора**, его цель – удаление доступного фосфора из водной толщи и замедление обменных реакций между донными отложениями и придонными слоями воды. Связывание свободного фосфора осуществляется внесением химических добавок с его последующим осаждением. Добавки вносят непосредственно в воду с плавсредств, распыляют с самолетов или же рассыпают по льду (рис. 2.1.4). Наиболее широкое применение нашли в основном соединения алюминия и железа, в меньшей степени кальция (Klapper, 2003). По способности удерживать фосфор, связывающие вещества расположены в следующей убывающей последовательности:  $Al > Fe > Ca$ . Стоимость реализации подобных мероприятий составляет порядка 300 тыс. руб. на гектар акватории.

Алюминий вносят в виде сульфата или хлорида алюминия ( $Al_2(SO_4)_3$ ,  $AlCl_3$ ), алюмината натрия ( $Na_2Al_2O_4$ ) в дозировках от 3 до 30 г/м<sup>3</sup> в пересчете на Al (Hupfer, Hilt, 2008). Некоторые авторы предлагают использовать для определения дозы молярные соотношения между концентраций алюминия и фосфора в воде и донных отложениях, например, 4:1. Железо вносят в виде сульфата ( $FeSO_4$ ), хлорида ( $FeCl_2$  и  $FeCl_3$ ) или хлоросульфата железа ( $FeClSO_4$ ) в количестве от 1 до 150 г/м<sup>3</sup> в пересчете на Fe. Внесение железа часто сочетают с мероприятиями, улучшающими кислородный режим в водоеме: дестратификацией, аэрацией гипохлорита, добавлением нитратов. Иногда для



осаждения фосфора применяют карбонат или гидроксид кальция от 10 до 250 г/м<sup>3</sup> в пересчете на Са. Необходимо учитывать, что внесение гидроксида кальция может привести к гибели макрофитов и других гидробионтов, вследствие кратковременного, но резкого повышения величины рН.

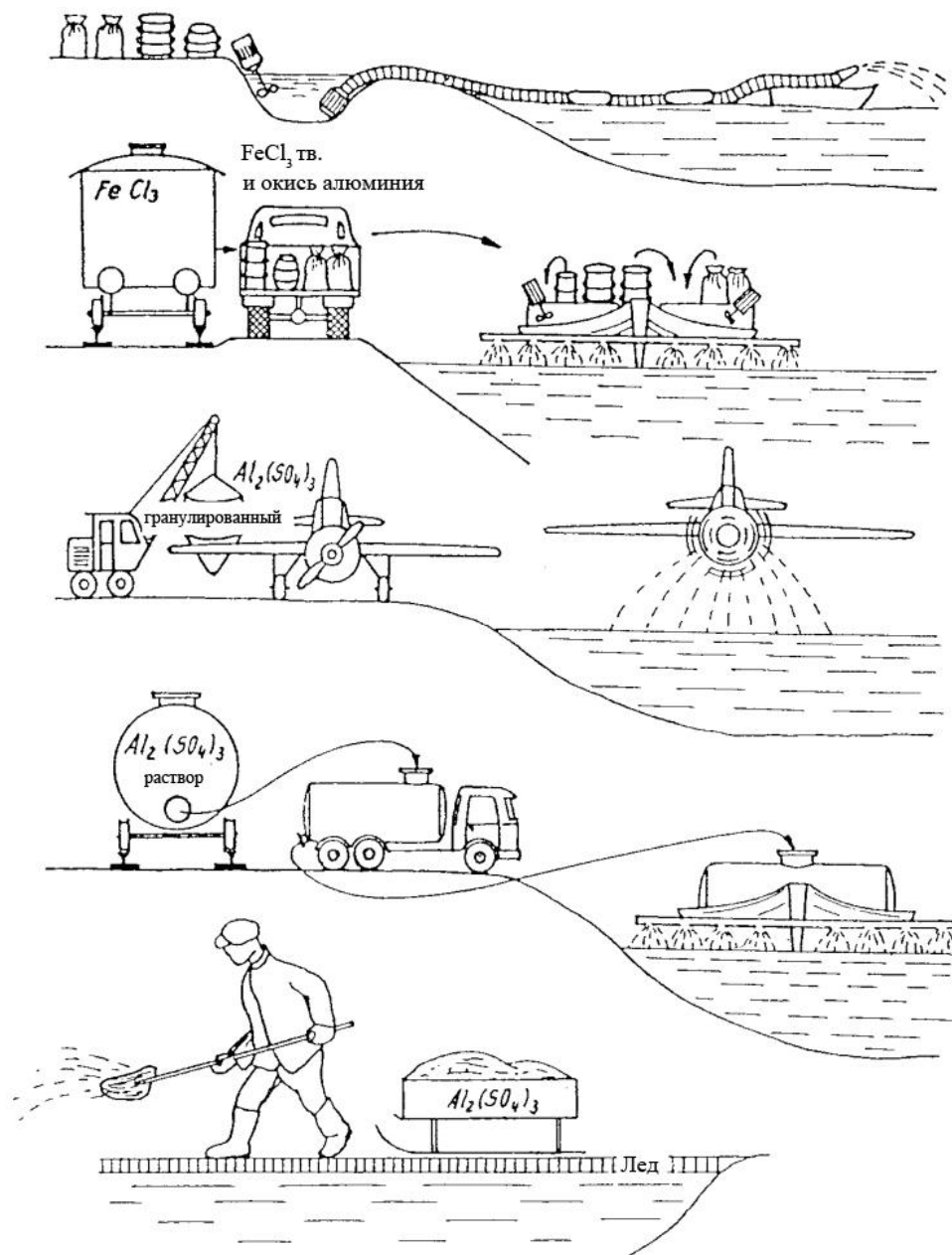


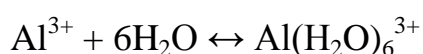
Рис. 2.1.4. Способы внесения реагентных добавок (Klapper, 2003)

В мелководных озерах с высокими значениями рН в течение лета, также может наблюдаться высвобождение фосфора из связанных с железом и алюминием форм, вследствие обменных реакций с гидроксид-анионом. Можно

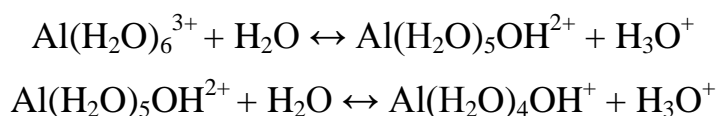
отметить, что эффективность внесения фосфор-связывающих добавок оказывается особенно высокой, если озеро имеет низкую интенсивность водообмена (Hupfer, Hilt, 2008).

Для лучшего понимания процессов инактивации фосфора, можно рассмотреть химические реакции, происходящие при поступлении связывающих добавок.

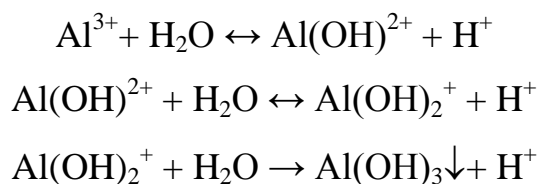
При внесении солей алюминия, происходит их быстрая диссоциация с образованием ионов  $\text{Al}^{3+}$ , которые тут же гидратируются:



Далее, через серию реакций гидролиза, образуется гидроксид алюминия  $\text{Al}(\text{OH})_3$  – в виде аморфных коллоидных хлопьев с высокой адсорбционной способностью к фосфору:



и т.д. Опуская молекулы воды, получаем:



Гидроксид алюминия образует раствор молочного цвета, из которого быстро начинают выделяться крупные частицы. Они быстро растут в размере и по массе, образуя видимые хлопья, которые проходят через водную толщу и осаждаются на дно. Этот процесс происходит довольно быстро, поэтому прозрачность восстанавливается в течение нескольких часов.

Кислотно-основные свойства воды определяют химическую форму продуктов гидролиза алюминия и их растворимость (рис. 2.1.5). При значениях pH воды, характерных для большинства пресноводных озер (6-8), доминирующей формой являются нерастворимые полимеризованные образования гидроксида алюминия ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ), обладающие наилучшей способностью к захвату и удерживанию соединений фосфора (лучше всего неорганических). При pH от 4 до 6 образуются разнообразные растворимые формы, а при pH ниже четырех, преобладающей формой становится алюминий в ионной форме ( $\text{Al}^{3+}$ ). Последняя форма очень опасна, т.к. является остротоксичной для гидробионтов, в особенности для рыб.

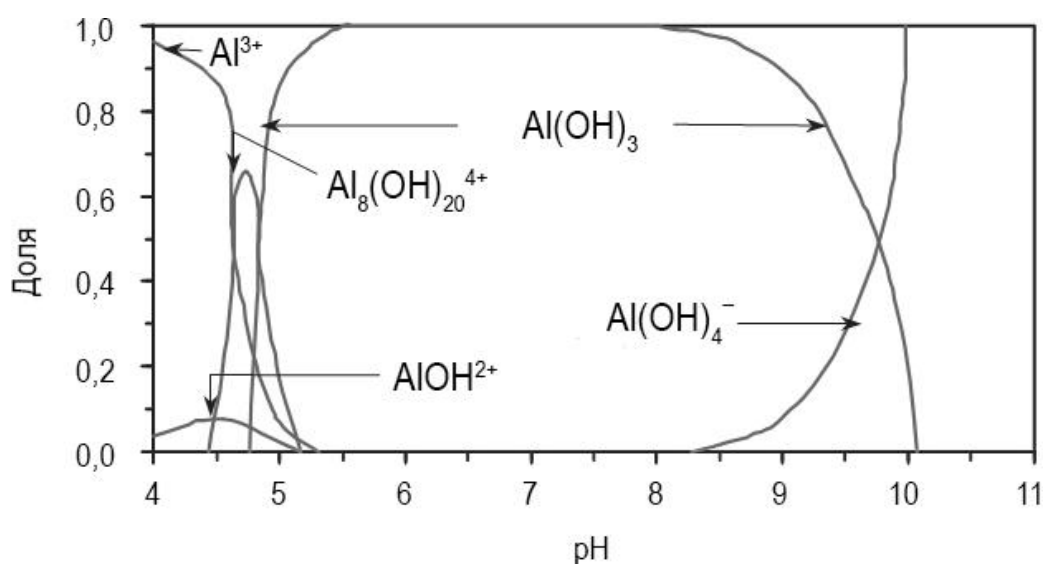


Рис. 2.1.5. Распределение соединений алюминия в зависимости от величины pH (Cooke, 2005)

Необходимо учитывать, что в ходе растворения солей алюминия происходит образование водородных ионов, которые, при низкой буферной емкости водоема, могут привести к понижению pH и как следствие преобладанию хорошо растворимых форм алюминия и высвобождению фосфора. В водоемах с низкой и средней щелочностью (<30 и 30-50  $\text{мгCaCO}_3/\text{л}$ ) очистка с помощью солей алюминия может вызвать существенное снижение pH, даже при низкой их концентрации (рис. 2.1.6). При этом параллельно



возрастает доля токсичных форм, таких как  $\text{Al}^{3+}$  и  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  (Cooke, 2005). В этих случаях процедуру необходимо проводить с особой осторожностью. При таком выполнении можно обойтись без существенного изменения pH, при значительном снижении концентрации растворенного фосфора.

Для устранения этой проблемы также можно использовать сопутствующее внесение веществ, повышающих щелочность водоема, например: гидроксида натрия, кальция или карбоната натрия. Хорошим решением может стать использование алюмината натрия ( $\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$ ) – вещества обеспечивающего буферную емкость, при большом содержании алюминия. Возможно использование готовых коммерческих препаратов, уже содержащих в своем составе буфер, например, PHOSCLEAR<sup>™</sup> (смесь сульфата алюминия 60-85% и кальцинированной соды 15-40%).

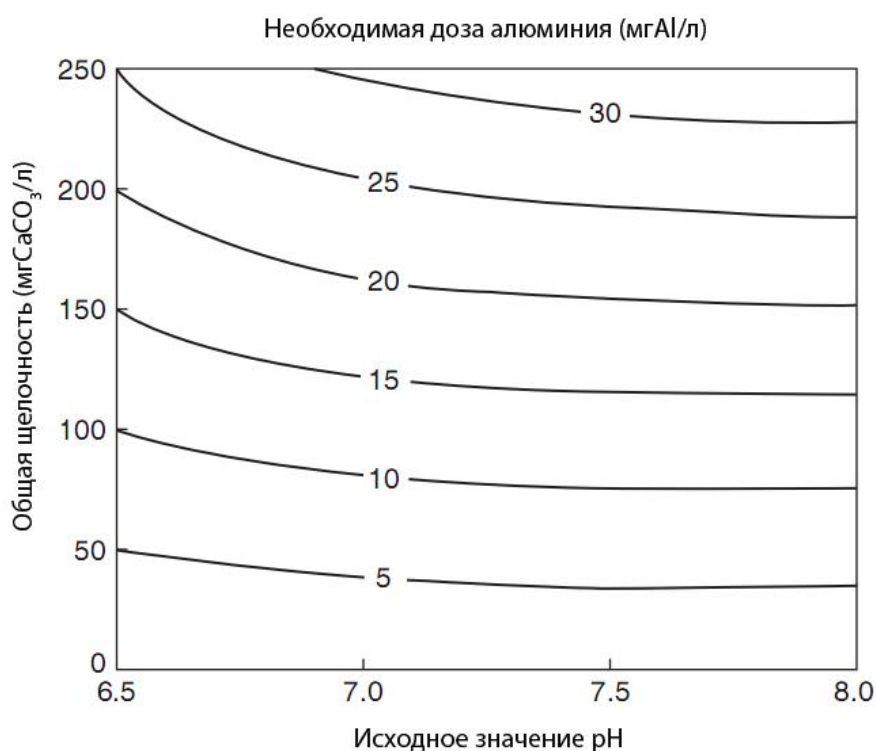


Рис. 2.1.6. Оценка необходимого количества соли алюминия для оздоровительных мероприятий, в зависимости от исходных значений pH и щелочности водоема (Cooke, 2005)

При высоких значениях pH (более 8), например, в случае интенсивного фотосинтеза, образуется амфотерный алюминат-ион ( $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ), при этом

растворимость соединений алюминия растет, что также ведет к высвобождению сорбированного фосфора.

Помимо pH, важно учитывать и другие условия. Как было отмечено выше, гидроксид алюминия наилучшим образом связывает неорганические формы фосфора, поэтому кажется логичным его применение сразу после схода льда, до весеннего максимума развития фитопланктона, активно его потребляющего. Однако температурные условия оказывают большое влияние на реакционную способность алюминия. При низкой температуре хлопьеобразование значительно замедляется, в воде появляется  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$  – токсичное соединение для гидробионтов.

Другая важная причина, по которой не следует добавлять соли алюминия ранней весной – высокое содержание минерального фосфора в водоеме и как следствие – возможность полного расходования в реакциях с ним. Первоочередная цель внесения алюминия – блокирование внутреннего поступления фосфора из донных отложений, а не устранение его из водной толщи. Кроме того, в этот сезон года характерны высокие скорости ветра, вызывающие сильное волнение на поверхности водоема. Это может оказать влияние, как на практическую реализацию процедуры, так и на неравномерное распределение вносимых веществ по акватории. Помимо этого стоит учитывать, что кремний – хороший блокатор токсичных форм алюминия, может отсутствовать, из-за потребления диатомовыми водорослями в весеннем пике своего развития.

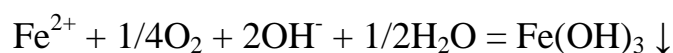
Таким образом, летнее внесение, непосредственно перед «цветением» синезеленых водорослей, представляется наиболее оптимальным. Также подходящим вариантом является проведение мероприятий ранней осенью, в конце вегетационного цикла (Cooke, 2005). Можно рекомендовать постепенное внесение солей алюминия небольшими порциями, т.к. единовременное добавление большой дозы будет менее эффективным.

Стоит учитывать и другой биологический фактор, влияющий на эффективность удерживания фосфора. Так, например, можно отметить важную

роль бентосной фауны, способной перераспределять соединения алюминия в верхних слоях донных отложений за счет биотурбации, кроме того, рытье ходов в осадках приводит к усилению высвобождения фосфора из более глубоких слоев, где алюминий отсутствует.

Соединения железа и кальция также могут быть использованы для осаждения фосфора. Их применение не вызывает таких проблем, как снижение pH и образование токсичных соединений.

Неорганическое железо может присутствовать в водоеме в окисленной ( $\text{Fe}^{3+}$ ) и восстановленной ( $\text{Fe}^{2+}$ ) формах, в зависимости от окислительно-восстановительного потенциала и pH среды. При этом изменения в редокс-потенциале железа в донных отложениях оказывают существенное влияние на цикл фосфора. В условиях весеннего и осеннего перемешивания водных масс в озере, создаются окислительные условия, и как следствие, железо находится в окисной форме:



Гидроксид железа, осаждаясь, сорбирует фосфор из водной толщи и образует своеобразные окисленные микрозоны на поверхности донных отложений. В них он удерживает фосфор и препятствует его обратному поступлению в воду.

При наличии температурной стратификации, слой гипolimниона оказывается устойчиво изолированным на период от нескольких дней до нескольких недель (полимиктические озера) или же до нескольких месяцев (димиктические озера). Без фотосинтеза и естественной аэрации (за счет перемешивания), величина pH и особенно содержание растворенного кислорода падают. В случае снижения концентрации ниже 1 мг/л, происходит исчезновение окисленных микрозон, и микроорганизмы начинают использовать железо в качестве альтернативного акцептора электронов. В восстановленной форме железо хорошо растворимо, вследствие чего

начинается высвобождение связанного с ним фосфора. Подобное может происходить и в мелких эвтрофных водоемах, в короткие периоды температурной стабильности, здесь главным фактором будет ветровое воздействие. Кроме того, можно выделить и суточную динамику этого процесса, когда в литоральной зоне водоема фосфор связывается в дневное время и высвобождается ночью. Микроорганизмы также и напрямую влияют на содержание фосфора в воде, активно участвуя в процессах минерализации органических веществ.

Можно отметить, что, несмотря на постоянные бескислородные условия в димиктических стратифицированных водоемах, амплитуда поступления фосфора из донных отложений будет все же больше в мелководных водоемах, без температурной стратификации, и связана она сильнее с трофическим статусом, нежели с глубиной (Cooke, 2005). Кроме этого, подчеркивается, что литоральная зона водоема может являться более мощным внутренним источником биогенов, нежели его профундальная часть.

В максимальной степени окисления находится окисное железо ( $\text{Fe}^{3+}$ ), что может дать основание предположить, что соли именно этой формы оптимальны для удаления фосфора из воды. Однако, несмотря на это, предпочтительным является использование именно солей закисного железа, т.к. применение  $\text{FeCl}_2$  обладает некоторыми преимуществами по сравнению с  $\text{FeCl}_3$ . Это и замедленное хлопьеобразование и как следствие более продолжительное нахождение в водной толще, и менее заметное влияние на буферную емкость водоема, т.к. при том же количестве железа в водоем попадает на 1/3 меньше анионов хлора.

Важным фактором является также процесс сульфатредукции и связанное с ним образование нерастворимого сульфида железа ( $\text{FeS}$ ). Это ведет к устранению этого металла и делает его недоступным для процессов инактивации фосфора (Cooke, 2005).

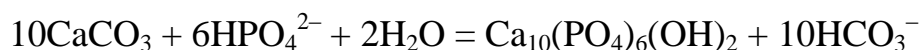
Зависимость реакций фосфора с железом от редокс-потенциала и величины pH дает основание говорить о хороших результатах особенно при

использовании дополнительных мер для поддержания окислительных условий. К таким мероприятиям можно отнести аэрирование и искусственную дестратификацию, которые будут рассмотрены далее.

Соединения кальция также влияют на концентрацию фосфора. Гидроксид и карбонат кальция (кальцит) – основные из них. Их использование представляется более безопасным, нежели применение металлов (Al и Fe) (Hupfer et al., 2000). Они могут подаваться в водоем извне или же образовываться автохтонно в ходе протекания процессов фотосинтеза:



При этом происходит поглощение углекислого газа, величина pH растет и  $\text{CaCO}_3$  начинает выпадать в осадок. Кальцит особенно хорошо сорбирует фосфор из воды при  $\text{pH} > 9$ . При более высоком pH, достатке кальция и фосфора, могут образовываться гидроксиапатиты:



Гидроксиапатиты, в отличие от гидроксида железа или алюминия, обладают наименьшей растворимостью при  $\text{pH} > 9,5$ , и наоборот, растворимость кальцита и гидроксиапатита значительно возрастает с ростом концентрации  $\text{CO}_2$  и падением pH. Последнее особенно характерно для слоя гипolimниона. Таким образом, успешное использование данного связывающего реагента, так же как и железа, сопряжено с применением дополнительных мер, например, подщелачиванием придонных слоев воды (Cooke, 2005). Образование апатитов, также объясняется хорошие удерживающие свойства кальция непосредственно в донных отложениях.

Соединения алюминия, железа и кальция – вещества, хорошо зарекомендовавшие себя в процессах водоочистки, однако у всех них есть свои недостатки, в связи с чем, идет постоянный поиск новых соединений. Такими

новыми реагентами для удаления фосфора из водной толщи стали соединения на основе глинистых минералов. К ним относятся бентонитовая глина и модифицированные препараты на ее основе (Robb et al., 2003), например, PHOSLOCK<sup>TM</sup> – бентонит, обогащенный лантаном (рис. 2.1.7, 2.1.8).

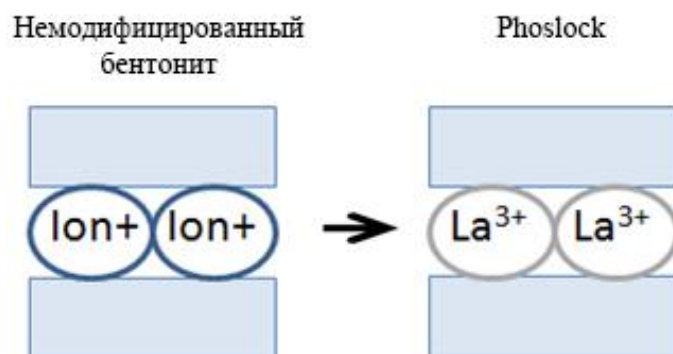


Рис. 2.1.7. Структура препарата PHOSLOCK<sup>TM</sup> ([www.phoslock.com.au](http://www.phoslock.com.au))

Высокая сорбционная емкость к фосфору и нетоксичность для гидробионтов, вместе с низкой стоимостью по сравнению с традиционными реагентами, делает использование таких веществ особенно перспективным. Доза внесения PHOSLOCK<sup>TM</sup> подбирается индивидуально для каждого водоема, как правило, она близка к соотношению 100:1 – 100 грамм препарата на 1 грамм биодоступного фосфора. Стоимость подобной очистки составляет около 250 тыс. руб. на гектар акватории (при расходе 2,5 тонны препарата на гектар).

Также инновационным подходом для целей восстановления можно считать применение магнитных нано- и микрочастиц на основе железа и магнетита, с их последующей сепарацией в магнитном поле, данный метод в настоящее время пока находится в стадии разработки.

Инактивация фосфора непосредственно в водоеме – успешно и широко применяемое технологическое решение для борьбы с эвтрофированием в стратифицированных и нестратифицированных озерах с 1968 г., этот метод дает надежный, но, к сожалению, недолговременный результат. Без дополнительных мероприятий дефицит фосфора быстро восполняется из внешних и внутренних источников.



*Рис. 2.1.8. Внесение препарата PHOSLOCK™ для борьбы с синезеленым цветением на водоеме, используемом для питьевого водоснабжения (www.aquatechnex.wordpress.com)*

Реагентная очистка (соединения алюминия, железа, кальция) в России не используется, но успешно и широко применяется в зарубежной практике как один из основных методов технологического решения для борьбы с эвтрофированием в озерах.

**Вопросы для самоконтроля:**

1. Перечислите основные группы фосфора в водоемах, способы их обнаружения. Наиболее важная группа фосфора, с точки зрения применения восстановительных процедур.
2. Снижение реакционной способности фосфора в водоеме. Принципы метода, варианты осуществления, применяемые реагенты (соли алюминия, железа, кальция), определение дозы внесения.
3. Особенности использования солей алюминия для процедур восстановления. Преимущества, происходящие процессы, важные факторы, возможные отрицательные последствия. Определение времени внесения

реагентных добавок, причины выбора, последствия несвоевременного внесения.

4. Применение солей железа для процедур инаktivации фосфора. Преимущества, метода, происходящие процессы, важные факторы, возможные отрицательные последствия для водных экосистем.

5. Реагентная очистка водоема при помощи солей кальция. Инаktivация фосфора с использованием инновационных разработок (бентонитовая глина и модифицированные препараты на ее основе). Преимущества метода.

## **Тема 6. Улучшение физико-химических условий в водоеме**

**Аннотация:** Рассматривается применение таких методов как аэрация и оксигенация водной толщи. Техническая реализация и последствия для гидрохимического режима водоема. Варианты осуществления: выборочная послойная аэрация, аэрация всей водной толщи. Сохранение температурной стратификации и искусственная принудительная циркуляция (дестратификация). Создание придонных окисленных микрозон. Внесение нитратов в придонные слои воды в гранулированной форме и в виде раствора, инъекционное внесение реагентов в донные отложения. Устранение закисления водоемов.

**Ключевые слова:** аэрация, оксигенация, стратификация, дестратификация.

### **Глоссарий:**

**Аэрация** – мероприятие для восстановления нормального кислородного режима в водоеме, осуществляемое при помощи насыщения водной толщи воздухом.



**Оксигенация** – мероприятие для восстановления нормального кислородного режима в водоеме, осуществляемое при помощи насыщения водной толщи кислородом.

**Стратификация вод** – разделение водной толщи водоема на слои различной плотности.

**Методические рекомендации по изучению темы:**

Необходимо изучить лекционный материал с определениями основных понятий. После этого следует ответить на контрольные вопросы.

**Источники информации:**

1. Хендерсон-Селлерс Б. Дестратификация как инструмент рационального водопользования // Инженерная лимнология. – Л.: Гидрометеиздат, 1987. – С. 281-303.
2. Cooke G.D. Restoration and management of lakes and reservoirs. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – P. 459-502.

---

**Аэрация и оксигенация** (насыщение воздухом или кислородом) применяются для восстановления нормального кислородного режима в водоеме (рис. 2.1.9). Эти методы активно используют как быстрое средство для устранения дефицита кислорода или как временное решение, до тех пор, пока не окажутся эффективными другие восстановительные мероприятия.

Аэрация и оксигенация также очень хорошо подходят для улучшения условий существования рыб и других гидробионтов, особенно в пределах гипolimниона. Кроме того, обогащение придонных слоев кислородом, предохраняет от поступления из донных отложений железа, марганца, аммонийного азота, сероводорода, а также снижает интенсивность высвобождения фосфора.

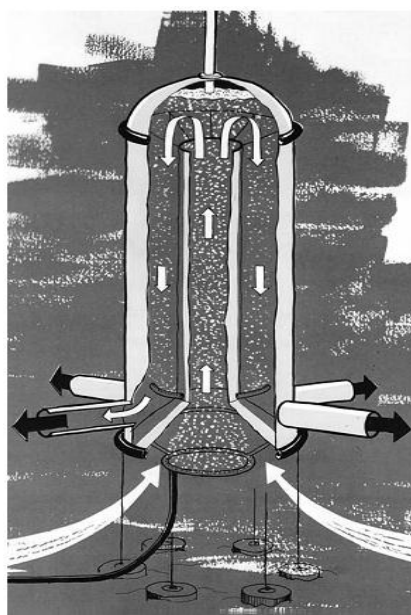


Рис. 2.1.9. Схема работы аэратора на дне водоема (Cooke, 2005)

В настоящее время технически реализовано большое число методов для проведения аэрации или оксигенации (рис. 2.1.10). Например, в глубоководных стратифицированных озерах, аэрацию можно осуществлять как с разрушением, так и с сохранением температурной стратификации.

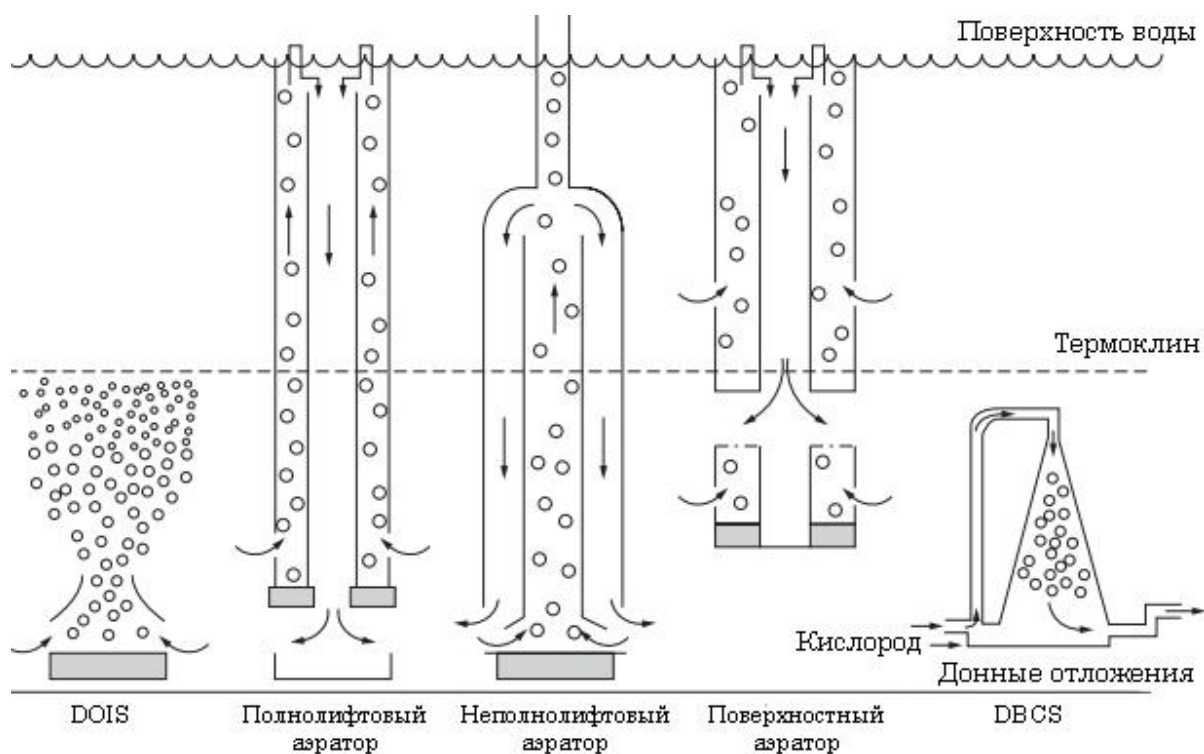


Рис. 2.1.10. Варианты схем устройств для аэрации (Cooke, 2005).

Самый обычный способ – использование глубоководного аэратора, с его размещением в самой глубокой точке водоема. Снабжение аэратора осуществляется из расположенных на берегу баллонов с кислородом. Насыщение кислородом осуществляется при помощи инжектора или диффузора, при этом с максимальной осторожностью, чтобы не разрушить термоклин. В качестве примера можно привести систему ESO<sub>2</sub> SuperOxygenation<sup>™</sup> – инженерное решение на основе конуса Списа для насыщения воды кислородом (рис. 2.1.11).



*Рис. 2.1.11. Установка конуса Списа для оксигенации водных масс водоема  
([www.wvconstructioncompany.com/portfolio/oso-reservoir](http://www.wvconstructioncompany.com/portfolio/oso-reservoir))*

Также глубоководные слои водоема могут быть обогащены кислородом, при помощи полнолифтового механизма, в этом случае вода поднимается на поверхность для насыщения кислородом воздуха, а затем возвращается обратно. Стоимость осуществления процедур оздоровления с применением аэрации составляет примерно 400-600 тыс. руб. на гектар акватории.

Насыщение гипolimниона кислородом в течение лета может быть дополнено полным перемешиванием водоема осенью, при помощи интенсивной аэрации воздухом под давлением. Дополнительно, аэрация придонных вод может быть реализована посредством внешнего насыщения кислородом на береговой станции, где этот процесс может быть скомбинирован с удалением фосфора.

Гидропневматические помпы, водяные мельницы, искусственные водопады, а также фонтаны могут быть эффективно использованы, для аэрирования мелководных озер. Помимо благоприятного воздействия на кислородный режим водоема, подобные варианты аэрации могут иметь дополнительную эстетическую привлекательность.

Аэрация может быть дополнена внесением солей железа, для того чтобы способствовать осаждению фосфора и снижению его биодоступности. Без такого сочетания методов, воздействие на баланс фосфора будет ограничено периодом применения аэрации (Hupfer, Hilt, 2008).

Аэрация с разрушением температурной стратификации или даже интенсивная **искусственная циркуляция (перемешивание)** может стать решением для оздоровления глубоководного стратифицированного водоема. Это связано с тем, что существование стратификации может повлечь за собой многочисленные изменения в физических, химических и биологических характеристиках вод. Эти изменения по многим причинам часто оказываются нежелательными.

В гипolimнионе стратифицированного озера содержание растворенного кислорода снижается, растет концентрация питательных веществ, а температура становится ниже температуры в эпилимнионе. Поскольку в гипolimнионе создается восстановительная среда, то это сказывается и на гидрохимических процессах, протекающих в указанном слое. Прекращается выделение продуктов окисления, и вместо них могут образовываться такие газы, как  $H_2S$  и  $CH_4$ , что способствует установлению в основном анаэробных условий. Скорость высвобождения фосфора из донных отложений значительно

увеличивается. Таковы некоторые из важнейших причин, по которым стратифицированное состояние озера часто рассматривается как нежелательное. Если имеется возможность разрушить или не допустить стратификацию водоема, то он круглогодично поддерживается в режиме полного перемешивания. В этом случае растворенный кислород и питательные вещества вовлечены в кругооборот, а озеро остается изотермальным. Оздоровление озера после искусственной дестратификации обычно происходит достаточно быстро (Хендерсон-Селлерс, 1987). Однако возможен и обратный эффект, когда вследствие поступления повышенных количеств биогенных веществ в фотический трофогенный слой, интенсивность «цветения» водоема может существенным образом увеличиться.

Искусственная циркуляция сопровождается подъемом холодных вод гипolimниона на поверхность и сопутствующим опусканием теплых вод эпилимниона. Происходящее вследствие этого увеличение температуры в придонных слоях воды может привести к увеличению потребления кислорода и его дефициту (Прыткова, 2002). Кроме того, будет выше и стоимость осуществления этой процедуры по сравнению с обычной аэрацией, которая составит примерно 800-900 тыс. руб. на гектар акватории.

В настоящее время разработаны и активно внедряются в практику аэраторы и аппараты для циркуляции водных масс, работающие на солнечных батареях. Это позволяет использовать их на водоемах, без подвода электрических сетей с существенной экономией электроэнергии. Примером такого решения могут служить устройства SOLARBEE<sup>™</sup> (рис. 2.1.12, 2.1.13).



Рис. 2.1.12. Внешний вид устройства на солнечных батареях для аэрации и циркуляции водных масс эпилимниона SOLARBEE™ ([www.medoraco.com](http://www.medoraco.com))

Разнообразные модели работают на солнечной энергии и обеспечивают различные варианты водной циркуляции, как поверхностной в эпилимнионе, так и глубоководной в гиполимнионе. Можно отметить, что работа устройств возможна даже в зимних условиях.

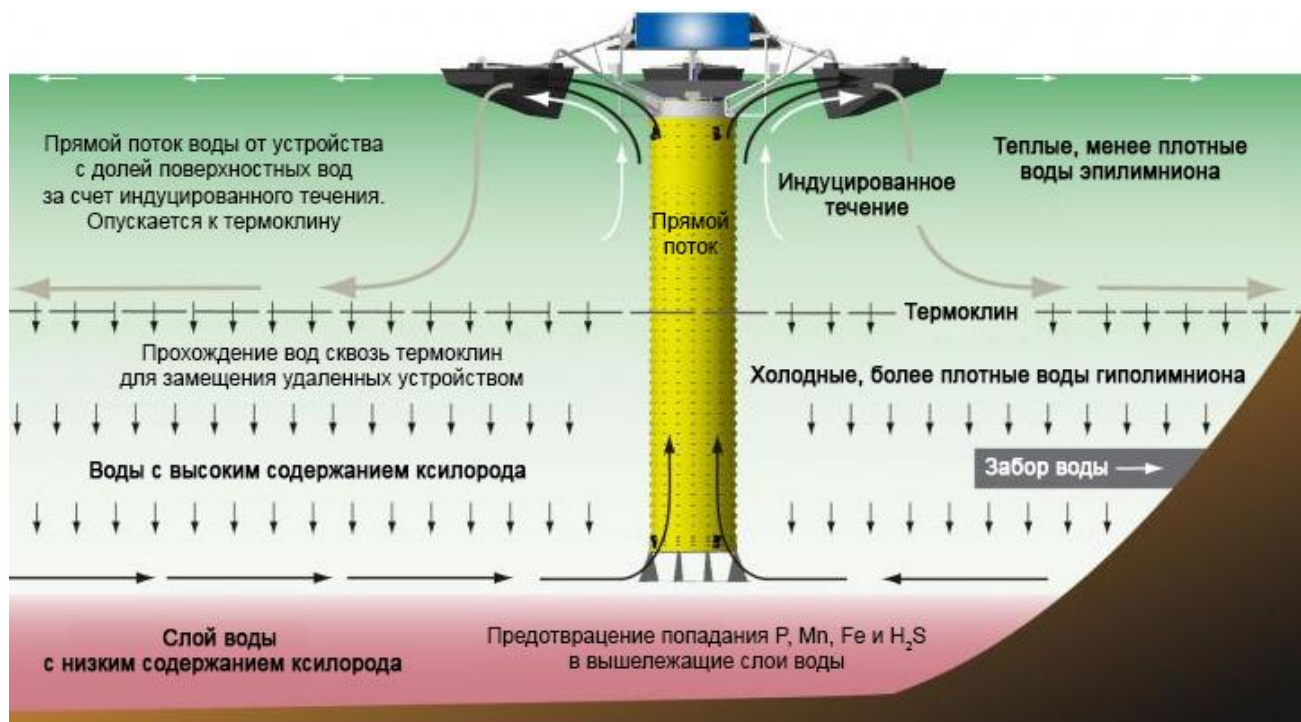


Рис. 2.1.13. Схема работы устройства на солнечных батареях для аэрации и циркуляции водных масс гиполимниона SOLARBEE™ ([www.medoraco.com](http://www.medoraco.com))



### Окисление донных отложений и придонных слоев воды –

обеспечивается внесением химических веществ, например, нитратов, что улучшает окислительно-восстановительные условия в придонных слоях воды и на поверхности донных отложений, тем самым увеличивая способность железа связывать фосфор. Кроме того, нитраты способствуют окислению биоразлагаемых органических веществ (рис. 2.1.14) и восстановленных соединений (Ripl, 1976; Hupfer, Hilt, 2008).

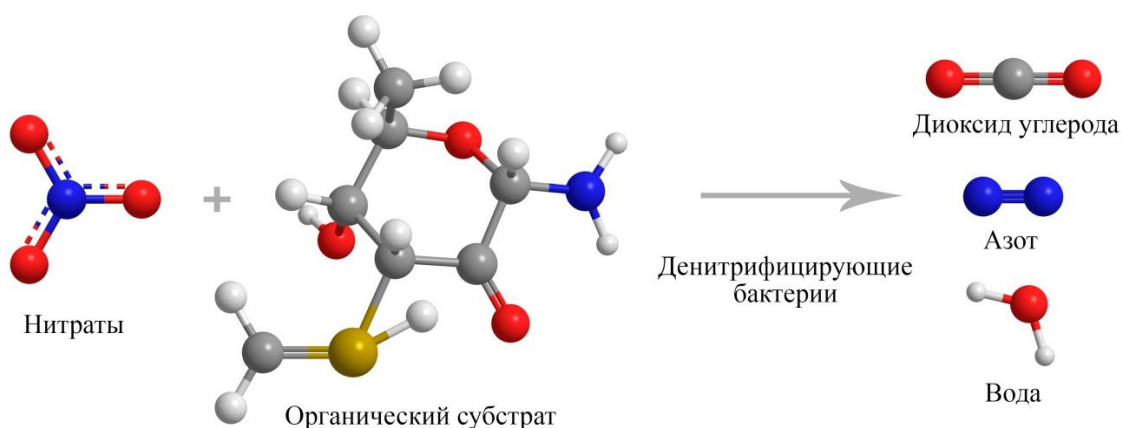


Рис. 2.1.14. Схема действия препаратов на основе нитратов

В качестве технического решения используют непосредственное внесение раствора нитрата кальция в воду или впрыскивание в донные отложения, в количестве от 19 до 170 г/м<sup>2</sup>.

Классическим вариантом применения данного метода считается процедура «RIPLOX» (Ripl, 1976), в которой при помощи специального устройства вносится смесь химических веществ в верхний слой донных отложений (на глубину до 25 см): хлорид железа и нитрат кальция для связывания фосфора и окисления органических веществ в результате процесса денитрификации, а также известь для поддержания оптимального для денитрификации диапазона pH – 7,0-7,5 (рис. 2.1.15).

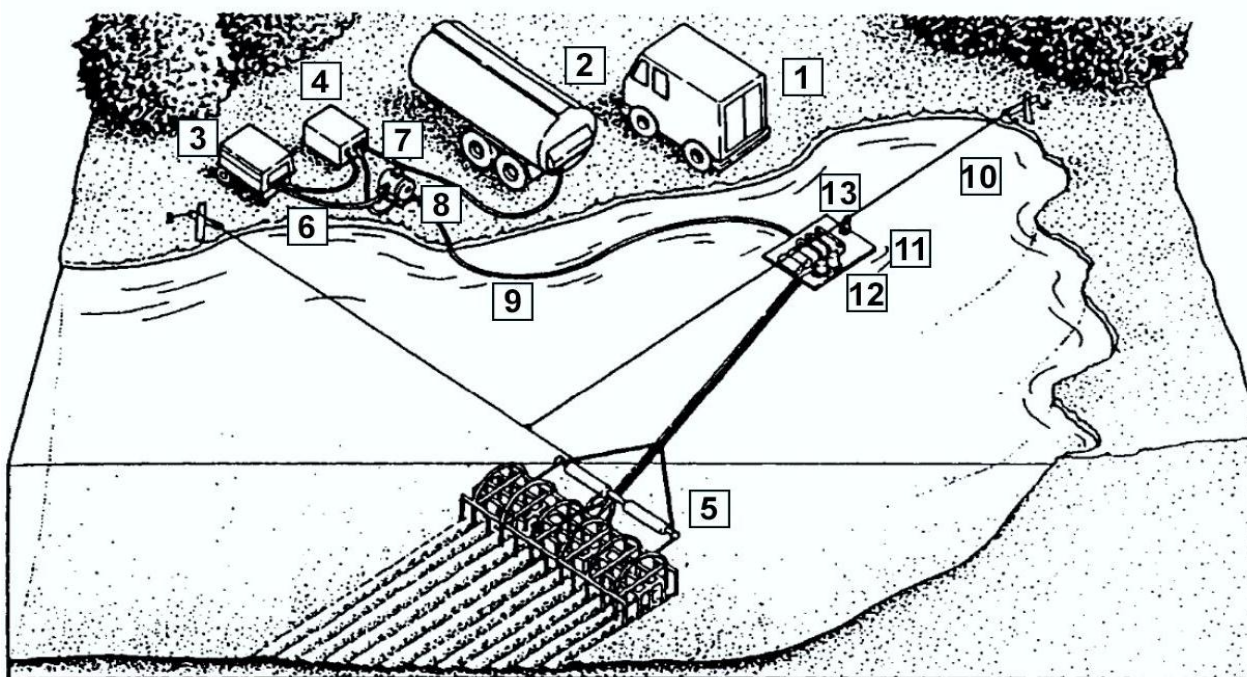


Рис. 2.1.15. Схема процедуры «RIPLOX»: 1 – полевая лаборатория; 2 – резервуар с химическими реагентами; 3 – портативный компрессор для аэрирования химической смеси; 4 – резервуар для смешивания реагентов (нитрата кальция и хлорида железа); 5 – специальное устройство для разрыхления донных отложений и впрыскивания реагентной смеси; 6 и 7 – воздуховоды; 8 – пневмонасос; 9 – линия для подачи реагентной смеси; 10 – направляющая магистраль для перемещения устройства по дну; 11 – пневматический насос для разбавления, смешивания реагентной смеси с озерной водой и впрыскивания в донные отложения; 12 – линия забора озерной воды; 13 – пневматическая лебедка (Jørgensen et al., 2005)

В некоторых случаях добавление осуществляется внесением гранулированных форм, что обеспечивает постепенное поступление нитратов и повышает время их доступности. Как и в случае с аэрацией, вышеприведенные процессы сопровождаются добавлением солей железа. Существуют коммерческие препараты на основе нитрата кальция (LIMNOX<sup>TM</sup>), трехвалентного железа и нитратов (DEPOX<sup>TM</sup>), позиционируемые для оздоровления водоемов (Klapper, 2003). Стоимость подобных мероприятий составит от 350 тыс. до 1,5 млн руб. на гектар акватории.

В качестве модификации метода «RIPLOX» можно привести пример технологии PROTE-Fos<sup>TM</sup>, которая заключается в инактивации фосфора



непосредственно в донных осадках с помощью химических средств (коагулянтов). Оба метода похожи, так как в обоих случаях воздух и коагулянт одновременно подаются в донные осадки водного объекта, модификация метода заключается в вызывании интенсивной, но контролируемой ресуспензии осадков и подачи коагулянта непосредственно в донные осадки (рис. 2.1.16). Это позволяет химическому веществу дозированно проникать во внешний слой осадков, причем именно этот слой осадков является самым активным в обеспечении внутреннего питания, т.е. он участвует в циркуляции биогенов, в том числе фосфора, между осадком и водой (Метод PROTE-Fos..., 2012).

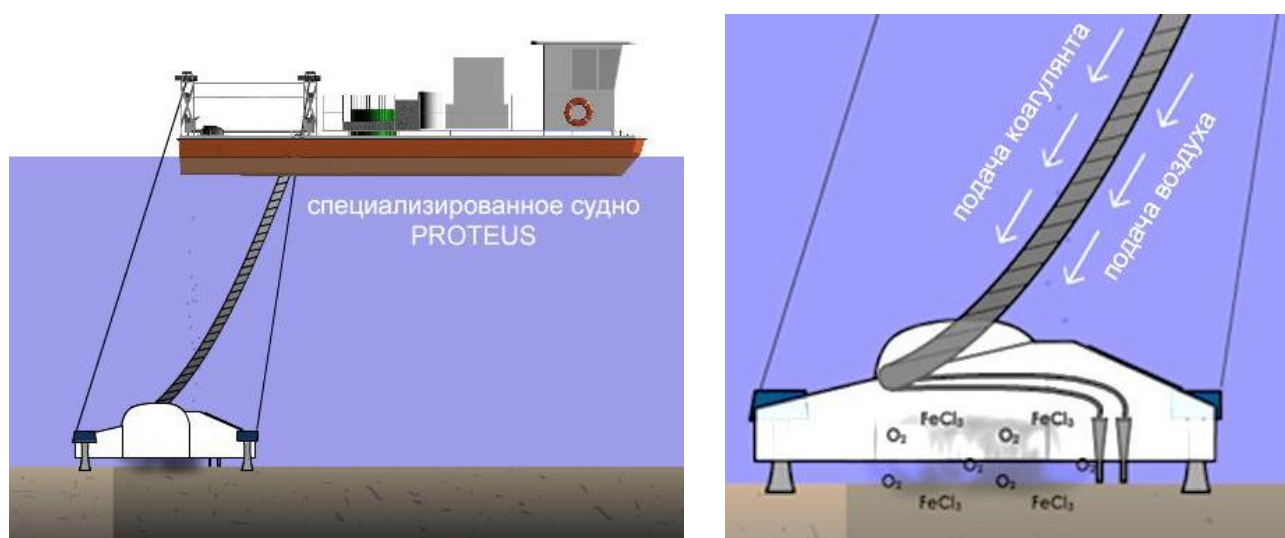
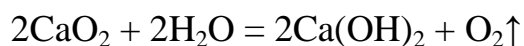


Рис. 2.1.16. Схема осуществления процедуры PROTE-Fos<sup>TM</sup>  
(Метод PROTE-Fos..., 2012)

Однократное добавление нитратов редко позволяет добиться продолжительного положительного эффекта. Происходит это вследствие их быстрого расходования на процессы окисления веществ, в большом количестве содержащихся в донных отложениях. В частности, положительный эффект для мелководных озер достигается лишь при постоянном внесении нитратов в водоем.

Есть предложение (Nykänen et al., 2012) для окисления донных отложений и придонных слоев воды использовать гранулированный пероксид кальция

(CaO<sub>2</sub>). Это вещество хорошо зарекомендовало себя как в лабораторных, так и в полевых исследованиях. При взаимодействии с водой пероксид кальция медленно выделяет кислород в течение 5-7 месяцев (при первоначальной дозировке около 50 г/м<sup>2</sup>):



В результате интенсифицируются физико-химические процессы, и стимулируется развитие аэробной микрофлоры.

### ***Методы, применяемые для оздоровления закисленных водоемов***

Закисление водоемов может быть вызвано как природными, так и антропогенными причинами. Как и в случае с антропогенной эвтрофикацией, антропогенное закисление поверхностных вод протекает довольно стремительно (годы и десятилетия) и, как правило, носит более жесткий характер, по сравнению с большинством природных причин.

Среди природных процессов можно выделить следующие (Комов, 2007):

1. Заболачивание водосбора, сопровождающееся увеличением поступления в водоемы органических кислот, которые в этом случае доминируют над минеральными. Особенно значимы эти процессы для России, где до 16% территории представляют собой болота и заболоченные леса. Для некоторых областей этот показатель еще выше. Вместе с тем, воздействие болотных вод носит умеренный характер, определяемый изменением pH воды рек и озер до уровней не ниже 5,0-5,5.

2. Занос морских солей и ионообменные процессы в почвах и геологических породах на водосборе, сопровождающиеся образованием повышенных концентраций ионов водорода и хлора (характерно для регионов, близко расположенных к морскому побережью). Закисление такого типа территориально ограничено, и не известно для приморских районов России.

3. Вулканическая активность регионального характера может приводить к сильной (до  $pH=1$ ) ацидификации, даже высоко минерализованных водоемов. Однако, закисление поверхностных вод в зонах вулканической деятельности существенно менее масштабно по сравнению с другими путями природной ацидификации.

Антропогенное закисление водоемов включает (Комов, 2007):

1. Наиболее значимой причиной антропогенной ацидификации водных объектов в настоящее время является атмосферное выпадение кислотообразующих соединений серы и азота. Закисление поверхностных вод считается возможным при уровне выпадения сульфатов, превышающем  $1,5 \text{ г/м}^2$  в год. Превышение этого уровня характерно для большей части европейской территории России. В воде подверженных такому влиянию рек и озер сульфаты могут доминировать над другими анионами, повышается содержание растворенных форм тяжелых металлов.

2. Вымывание соединений серы из пород и отвалов горных выработок (в основном пиритов) приводит к накоплению сульфатов в поверхностном стоке и в воде озер в количествах, превышающих атмосферное поступление. Количество сульфатов столь велико, что уровень  $pH$  воды снижается даже в высокоминерализованных водоемах, однако, закисление такого рода носит локальный характер.

3. Нерациональное землепользование (интенсивные вырубки, уничтожение растительного покрова и т.п.) стимулирует закисление почв и поверхностных вод. Высокое содержание нитратов служит показателем нарушенности экосистем на водосборе. Мелиоративные работы на торфяниках понижают уровень болотных вод, в результате чего создаются аэробные условия, благоприятные для окисления серы, находящейся в связанном состоянии в растительных остатках. Сульфаты, образовавшиеся в результате окисления, растворяются атмосферной влагой и в больших количествах поступают в открытые водоемы. В районах интенсивного животноводства с атмосферными осадками выпадает большое количество соединений аммония (одна корова в

год выделяет около 700 кг аммиака). Соединения аммония, попадающие в водоем таким путем, характеризуются как физиологически кислые. Закисление такого происхождения ограничено по времени.

Степень закисления зависит от двух факторов: чувствительностью водоемов региона к кислотному воздействию и количеством кислотного реагента природного или антропогенного происхождения. Диапазон изменений уровня pH или чувствительность водоема к закислению зависит от буферной емкости воды. Как правило, карбонатно-бикарбонатная буферная система является основной. Эффективность бикарбонатной системы зависит от содержания бикарбонатов, концентрация которых в свою очередь определяется количеством растворенных солей щелочных и щелочноземельных металлов. Наиболее сильные изменения уровней pH наблюдаются в слабо минерализованных водоемах, где атмосферные осадки на водосборах не претерпевают существенных изменений. Это водоемы, расположенные на скальных породах, верховых болотах, сильно выветренных геологических структурах осадочного происхождения и т.п. (Комов, 2007).

Влияние закисненных осадков на водную экосистему начинается с водосборного бассейна. В почвах увеличивается подвижность ионов металлов: алюминия, меди, кадмия, свинца. При этом может быть уменьшен транспорт фосфора в связи с осаждением его алюминием в системе «почва-вода». Поэтому общие изменения, вызванные закислением, не могут быть отрегулированы только величиной pH озерной воды, необходимо осуществление ряда мероприятий на водосборе, в том числе и контроль над поступлением биогенных элементов. Для каждого подлежащего восстановлению водного объекта должны быть изучены источники поступления закисляющих веществ и только после этого намечены меры против закисления водоема. Кроме того, не все факторы закисления озер, в частности природные, подлежат регулированию.

Из всех мер наиболее радикальной является **уменьшение выбросов в атмосферу** кислотообразующих соединений. Например, отдельные

европейские страны имеют обязательства по сокращению выбросов на 70-80% (относительно 1980 г.), в частности снижение Швецией после 1970 г. загрязнения атмосферы на 50% привело к изменению рН воды на 0,3-0,4 ед. (Прыткова, 2002). Конечно же, необходимы и межгосударственные соглашения, снижающие трансграничный перенос веществ. Снизить негативный эффект от горнодобывающей промышленности может минимизация размещения серосодержащих отработанных пород, таких как пирит, марказит и т.д. на открытом воздухе, сбор и отвод на станции нейтрализации дренажных вод.

### **Нейтрализация почв водосбора и гидрографической сети**

(известкование) является необходимым условием снижения высокой кислотности воды при коротком времени водообмена (менее 1 года), а также при значительной площади лесных почв на водосборе. Для процедуры используются природные известковые породы: твердые – известняк, доломит, мел (перед внесением их размалывают или обжигают); мягкие – известковый туф, озерную известь (гажу), мергель, природную доломитовую муку (не требуют размола, более эффективны и быстрее действуют, чем, например, молотый известняк); продукты переработки природных пород – жженую известь (негашеную комовую и молотую, гашеную, или пушонку); отходы промышленности, содержащие известь: сланцевую и торфяную золу, цементную пыль, белитовую муку (отход алюминиевого производства), отходы целлюлозно-бумажных комбинатов, доменный шлак и др.

Ориентировочно можно считать, что внесение  $50 \text{ г/м}^2$  карбоната кальция изменяет рН супесчаной почвы на 0,2 единицы. Действие извести на почву длится примерно 8-12 лет. Нормы внесения  $\text{CaCO}_3$  в почву зависят от ее кислотности. Рекомендуемые в нашей стране дозы внесения извести в зависимости от рН почвы представлены в таблице 2.3.1.

Одновременно проводится известкование гидрографической сети из расчета  $10\text{-}30 \text{ г/м}^3$  мелко размолотым известняком (менее 0,2 мм),

предварительно смешанным с водой до консистенции жидкой глины (Прыткова, 2002).

Табл. 2.3.1. Рекомендуемые дозы известкования почв в зависимости от их pH (Прыткова, 2002)

pH почвы	Количество, т/га
4,6-5,0	2,0-3,0
4,1-4,5	2,5-4,0
3,5-4,0	4,0-6,0

Альтернативным способом является стимулирование в почвах водосбора микробиологических процессов повышающих pH среды: сульфатредукции и денитрификации. Добиться этого можно внесением азотных и органических удобрений (Hupfer, Hilt, 2008).

**Химическая нейтрализация водоемов**, путем прямого внесения известковых материалов, преследует несколько целей: нейтрализация водных масс для поддержания и восстановления естественной флоры и фауны; повышение уровня pH выше 6 ед., для обеспечения отдельных видов водопользования (водоснабжение, рекреация, рыбная ловля). Для этих целей могут быть использованы: карбонат кальция ( $\text{CaCO}_3$ ), доломит ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ), кальцинированная сода ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), оливин ( $\text{Mg}_2\text{SiO}_4$ ), гашеная известь ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ).

Отмечается, что на эффективность известкования влияют время водообмена (не должно превышать 2-х лет), морфометрические параметры водоема, поступление закисленных вод с водосбора и т.д. В отдельных странах (Швеция, Норвегия и др.) осуществлены правительственные программы известкования закисленных озер. В результате этих работ разработаны нормы внесения известняка в зависимости от продолжительности водообмена и pH озерной воды (рис. 2.3.1). Полученную зависимость можно использовать для ориентировочной оценки необходимой дозы извести.

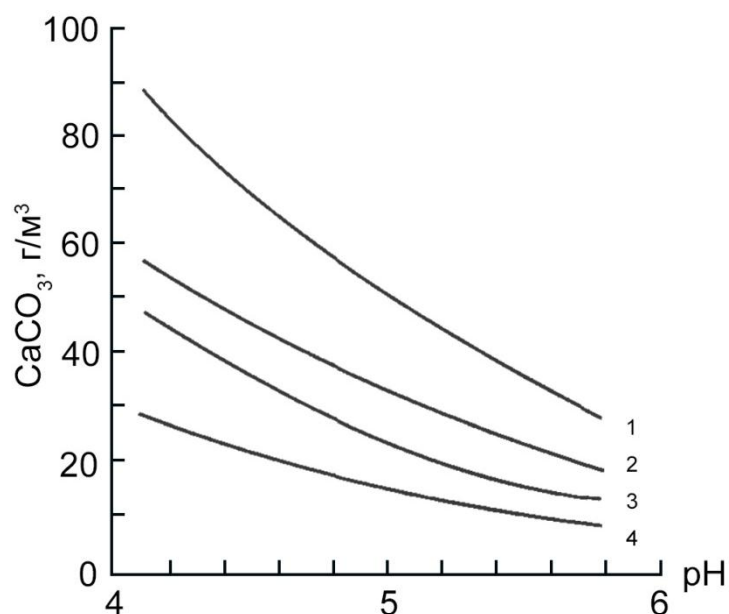


Рис.2.3.1. Связь между рекомендованной для внесения в озеро дозой  $\text{CaCO}_3$ , временем водообмена (в годах) и pH озерной воды. Время водообмена: 1 – менее 0,5; 2 – 0,5-0,9; 3 – 1-3; 4 – более 3 лет (Nyberg, Thørneløf, 1988)

Увеличение продолжительности водообмена с 0,5 до 3 лет или pH воды от 4,0 до 6,0 ведет к уменьшению дозы извести почти в три раза. Приведенные на рисунке дозы  $\text{CaCO}_3$  в основном соответствуют щелочности воды равной нулю, при pH=5,6-6,0 – менее 0,05 мг/л. Крупность известняка – менее 2 мм.

Наибольший эффект достигается при одновременной обработкой карбонатом кальция водной массы озера и донных отложений, однако доза вносимого  $\text{CaCO}_3$  при этом увеличивается в 1,5 раза по сравнению с обработкой только водной массы. Вместе с увеличением дозы извести растет и продолжительность периода положительной кислотно-нейтрализующей способности воды (Прыткова, 2002).

**Биологическая нейтрализация** сильнозакисленных водоемов обеспечивается стимулированием биологических процессов, повышающих щелочность среды: денитрификации и сульфатредукции (Klapper, 2003; Hupfer, Hilt, 2008; Ugochukwu, Nukpezah, 2008). Предпосылкой для такого подхода является факт, что в бескислородных условиях в качестве акцепторов электронов могут использоваться  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , что ведет к снижению

концентрации кислотных анионов и образованию щелочных катионов ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ). Важной составляющей является обязательное соблюдение анаэробных условий. Для того чтобы этот процесс протекал активно, в большом количестве требуется органический субстрат, выступающий в роли донора электронов. Поэтому при осуществлении процедуры биологической нейтрализации, в водоем вносят биодоступное органическое вещество (т.н. сапробизация), например: этанол, метанол, глюкозу, солому, картофельные очистки, навоз. Как вариант, органическое вещество может быть получено непосредственно в водоеме, в результате т.н. контролируемой эвтрофикации, за счет внесения фосфорсодержащих удобрений. Необходимо отметить, что подходы биологической нейтрализации находятся на стадии апробации и пока не нашли широкого применения на практике.

#### **Вопросы для самоконтроля:**

1. Восстановление благоприятных физико-химических условий в водоеме: аэрация и оксигенация. Решаемые задачи. Применяемые инженерные устройства. Разрушение и сохранение температурной стратификации: плюсы и минусы.
2. Окисление донных отложений и придонных слоев воды. Решаемые задачи. Применяемые химические препараты. Внесение нитратов, схема стимуляции микробной деятельности.
3. Природные и антропогенные причины закисления водоемов. Проблемы водных экосистем, связанные с ацидификацией.
4. Методы, применяемые для оздоровления закисленных водоемов (известкование озер, почв водосбора и гидрографической сети, биологическая нейтрализация).



## Тема 7. Теория и практика снижения внутренней нагрузки на водные экосистемы

**Аннотация:** Рассматриваемое мероприятие – изоляция донных отложений. Особенности осуществления, спектр применяемых материалов: кальцит, песок, глина, активированный уголь, цеолиты, полимерные пленки, геотекстиль, химические реагенты. Разбавление чистой водой, интенсификация водообмена. Искусственное регулирование уровня воды. Сброс вод гипolimниона. Осушение водоема. Внешнее удаление биогенов и загрязняющих компонентов на специализированных станциях водоочистки.

**Ключевые слова:** изоляция донных отложений, гипolimнион, регулирование уровня воды.

### Глоссарий:

*Гипolimнион* – слой водной толщи, расположенный ниже слоя температурного скачка, характеризующийся слабым перемешиванием и незначительным изменением температуры с глубиной.

*Изоляция донных отложений* – мероприятие по снижению внутренней нагрузки на водоем, предусматривающее создание искусственного защитного барьера между ними и водой.

### Методические рекомендации по изучению темы:

Необходимо изучить лекционный материал с определениями основных понятий. После этого следует ответить на контрольные вопросы.

### Источники информации:

1. Cooke G.D. Restoration and management of lakes and reservoirs. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – P. 381-586.

---

**Изоляция донных отложений** предусматривает создание искусственного барьера между ними и водой. Такой барьер минимизирует возможность поступления в воду биогенов и других опасных веществ. Покрывающий

материал может быть распределен с поверхности водоема или же рядом с донными отложениями. Для этих целей применяются мелкозернистые материалы, такие как кальцит, песок, различные глинистые минералы. В настоящее время также активно используют цеолиты, активированный уголь, полимерные пленки, геотекстиль и т.д. При этом удельный вес покрывающего материала не должен превышать 1,2-1,3 г/см<sup>3</sup>, чтобы предотвратить его погружение в донные отложения. Различные химические вещества также могут быть использованы в качестве специфического барьера, в том случае если они вносятся с избытком (см. инактивация фосфора).

Другое применение данного метода – предотвращение чрезмерного развития макрофитов (раздел 2.2). Для этого в качестве барьера используют покрытия из полиэтилена, полипропилена, брезента, стеклопластика, нейлона (Hupfer, Hilt, 2008).

Стоит заметить, что в мелководных водоемах изоляция донных отложений может быть неэффективной, вследствие постоянного взмучивания и перераспределения покрывающего материала, а в глубоководных – из-за сложностей с распределением материалов на больших глубинах и существенных денежных затрат, в случае крупных водоемов. Затраты могут составить до 1,5-2,9 млн руб. на гектар акватории.

**Ускорение процессов удаления веществ.** Уменьшить количество биогенов в водоеме можно при помощи ускорения процессов удаления, таких как усиление проточности и разбавление чистой водой, изъятие вод гипolimниона, внешнего удаления на специализированных станциях очистки, а также при помощи выемки донных отложений.

**Усиление проточности и разбавление чистой водой** может привести к существенному улучшению состояния эвтрофного водоема. Положительный эффект достигается благодаря снижению концентрации биогенов и увеличению скорости водообмена, а также за счет удаления водорослей фитопланктона.

Разбавление возможно лишь при наличии больших объемов доступной чистой воды и эффективность этого метода будет тем выше, чем меньше

содержание в добавляемой воде биогенов (Cooke, 2005). В качестве источника водоснабжения могут выступать речные, озерные и подземные воды, однако нужно отметить, что поступление, отличающихся по химическому составу от исходных, водных масс может привести к изменениям в структуре аборигенных водных сообществ. Усиление проточности как оздоровительное мероприятие наиболее эффективно при достижении скорости водообмена составляющего 10-15% от объема озера в сутки.

**Отвод водных масс гипolimниона** увеличивает экспорт фосфора, в то же время на его смену поступает менее богатая питательными веществами вода эпилимниона. Применение этого метода ведет к установлению нового устойчивого состояния в балансе фосфора (количество снижается), при этом уменьшается время наступления положительного эффекта от выполнения внешних восстановительных мероприятий.

Сброс гипolimниона улучшает окислительно-восстановительные условия в водоеме, т.к. помимо всего прочего гипolimнион характеризуется низким содержанием кислорода, вплоть до его полного отсутствия и аккумулярованием восстановленных форм элементов ( $Mn^{2+}$ ,  $NH_4^+$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $H_2S$  и др.).

Осуществляется процедура посредством размещения водозаборных труб в самой глубокой точке водоема. Выпуск, как правило, организуют ниже уровня водоема, так что отвод происходит по сифонному принципу. Если же выпуск расположен выше или вода подается на очистные сооружения, то в этом случае необходимо строительство насосных станций (Hupfer, Hilt, 2008).

Для **внешнего удаления фосфора**, вода из озера подается на специализированные станции очистки, расположенные либо на берегу, либо на плавающих платформах. Такая очистка также может позволить одновременно улучшить кислородные условия и удалить токсичные вещества. Для этих целей применяются стандартные технологии водоочистки: осаждение, флокуляция, флотация, адсорбция, фильтрация. После очистки, вода возвращается в водоем.

Существуют современные мобильные версии таких станций, например, береговой комплекс PELICON<sup>TM</sup> (рис. 2.1.17), осуществляющий трехступенчатую очистку вод гипolimниона от биогенов (осаждение, флокуляция, флотация) и последующий возврат очищенных вод в водоем. Осаждение фосфора достигается при помощи внесения солей алюминия (сульфаты), железа (хлориды, сульфаты), сульфата железа-алюминия –  $(\text{Fe}^{3+}, \text{Al}^{3+})_2(\text{SO}_4)_3$  (минерал микасаит), глинистых минералов, извести  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  и  $\text{CaCO}_3$ ). Производительность водоочистки портативного комплекса составляет 10-120 м<sup>3</sup>/ч, при необходимости ее можно увеличить.

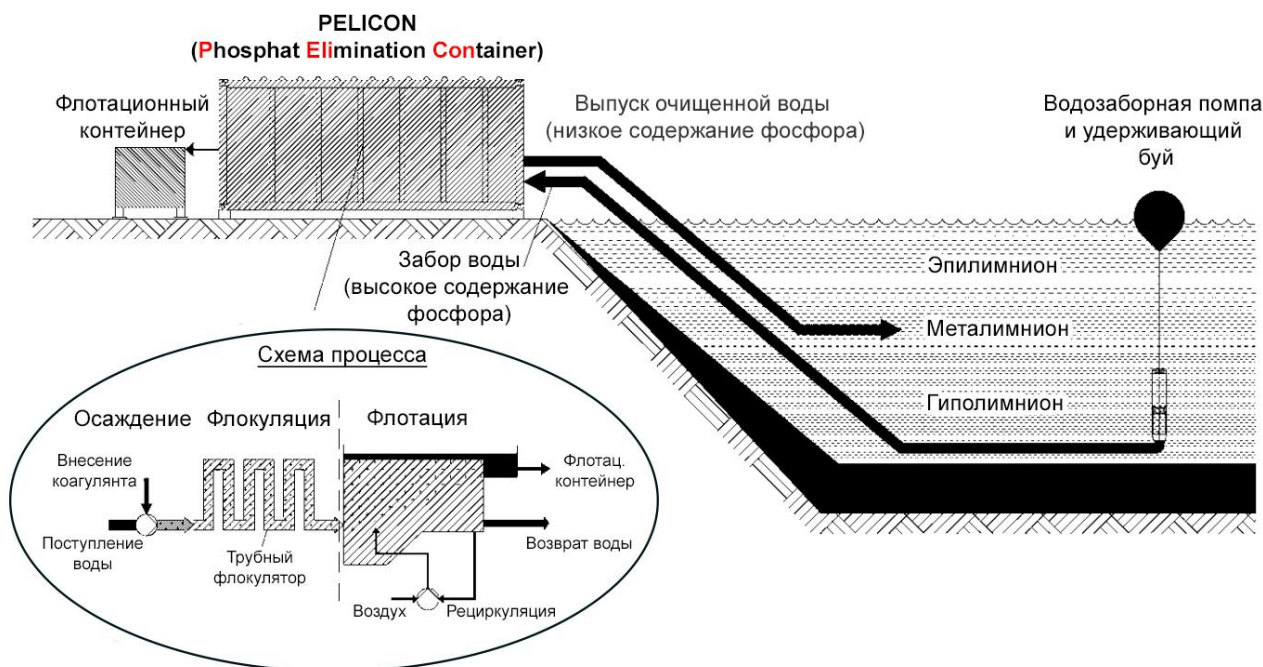


Рис. 2.1.17. Схема внешнего удаления фосфора в береговом комплексе PELICON<sup>TM</sup> (Klapper, 2003)

Примером плавающей станции является установка NESSIE<sup>TM</sup>, в ней в качестве фильтра используются пористые адсорбирующие гранулы с большой удельной поверхностью (300 м<sup>2</sup>/г), позволяющие удерживать до 60 г фосфора на 1 кг сорбента. После использования, его можно применять в качестве удобрения. Кроме того, станция обладает гибридным солнечно-ветровым двигателем, что существенно снижает ее энергопотребление (Klapper, 2003).

### **Вопросы для самоконтроля:**

1. Восстановительные мероприятия: изоляция донных отложений.

Решаемые задачи, варианты осуществления

2. Восстановительные мероприятия: изъятие вод гипоплимниона, внешнее удаление фосфора. Решаемые задачи, варианты осуществления, возможные неблагоприятные последствия.

## **Тема 8. Радикальные восстановительные меры – изъятие донных отложений**

**Аннотация:** Цели, средства и последствия драгирования. Технические средства реализации, применяемые устройства. Мероприятия по снижению неблагоприятных последствий. Щадящие способы осуществления процедуры выемки донных отложений. Определение объема донных наносов, необходимости их частичного или полного извлечения. Установление класса опасности изымаемых донных отложений. Первоначальная обработка – принудительное обезвоживание. Добавление связывающих полимерных добавок и механическое обезвоживание (шнековый дегидратор, ленточный пресс, центрифуга (декантер), геотубы). Транспортирование и варианты дальнейшего размещения изъятых донных наносов.

**Ключевые слова:** донные отложения, драгирование.

### **Глоссарий:**

**Геотубы** – это высокоэффективная фильтрующая тканая система для удержания загрязненных отходов, твердых осадков, шламов и т.д.

**Драгирование** – вид очистных и дноуглубительных работ на водотоках и водоемах, выполняемых с помощью землечерпательного снаряда.

### **Методические рекомендации по изучению темы:**

Необходимо изучить лекционный материал с определениями основных понятий. После этого следует ответить на контрольные вопросы.

### **Источники информации:**

1. Егоров А.Н. Инженерные методы оздоровления и восстановления водоемов (обзор зарубежных технических средств) // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Сборник трудов международной научно-практической конференции, г. Санкт-Петербург, 15-18 октября 2007 г. / Отв. ред. В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев. – СПб.: Лема, 2007. – С. 121-126.
  2. Cooke G.D. Restoration and management of lakes and reservoirs. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – P. 503-574.
  3. Vlasblom W. Lecture notes on dredging equipment and technology [Электронный ресурс] / CEDA (Central Dredging Association). – Режим доступа: <http://www.dredging.org/content.asp?page=105>, 2003. – Загл. с экрана.
- 

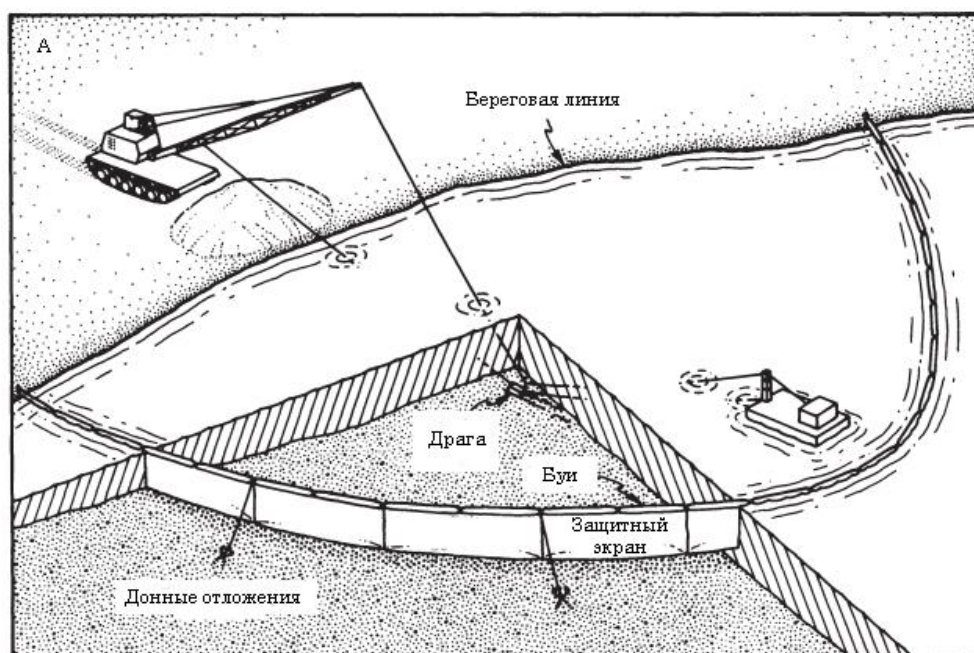
**Выемка донных отложений** предполагает полное или частичное удаление слоя наносов, содержащих большое количество биогенных элементов, тяжелых металлов и других опасных веществ. Целями драгирования могут быть: углубление мелководных водоемов, удаление аккумулированных токсичных веществ, сокращение поступления фосфора, контроль развития макрофитов. Кроме того, выемка донных отложений обеспечивает выполнение водоемами некоторых технических функций (судоходство, защита от наводнений и т.д.). Стоит отметить, что драгирование является чрезвычайно дорогостоящим мероприятием, затраты могут достигать 1,5 млн руб. на гектар акватории.

Наблюдаемое в водоемах **ускоренное накопление донных отложений** может объясняться высокими скоростями поступления взвешенных веществ с водосбора или интенсивно протекающими процессами фотосинтеза. При этом в условиях одинаковой биогенной нагрузки, мелководные озера являются более продуктивными, чем глубокие. Богатые органикой отложения и небольшой объем водоема приводят к неблагоприятным последствиям для кислородного бюджета, вплоть до его полного дефицита. Из-за процессов взмучивания или вследствие изменения физико-химических условий, аккумулированные в донных наносах биогены и токсичные вещества, могут вторично поступать в

воду, загрязняя ее. Такое внутреннее поступление может долгое время компенсировать недостаток веществ, несмотря на сокращение внешней нагрузки.

Однако, несмотря на высокую эффективность, драгирование может иметь неблагоприятные последствия для водоема и прилегающих территорий. Например, удаление донных наносов часто приводит к значительному взмучиванию, это ведет к мобилизации тяжелых металлов и других токсичных соединений, опасных как для гидробионтов, так и для водопользователей. В некоторых случаях, данные мониторинга непосредственно подтверждают сомнения по поводу эффективности применения дноочистительных мероприятий (Павлова и др., 2011).

В настоящее время существуют решения, позволяющие минимизировать распространение взвешенных веществ по акватории водоема. В качестве примера можно привести использование защитных экранов из полимерных материалов, окружающих район работ. При этом возможен как прибрежный вариант исполнения (рис. 2.1.19), так и вариант для открытой воды (рис. 2.1.20).



*Рис. 2.1.19. Использование защитных экранов при проведении процедур драгирования с берега (Cooke, 2005)*



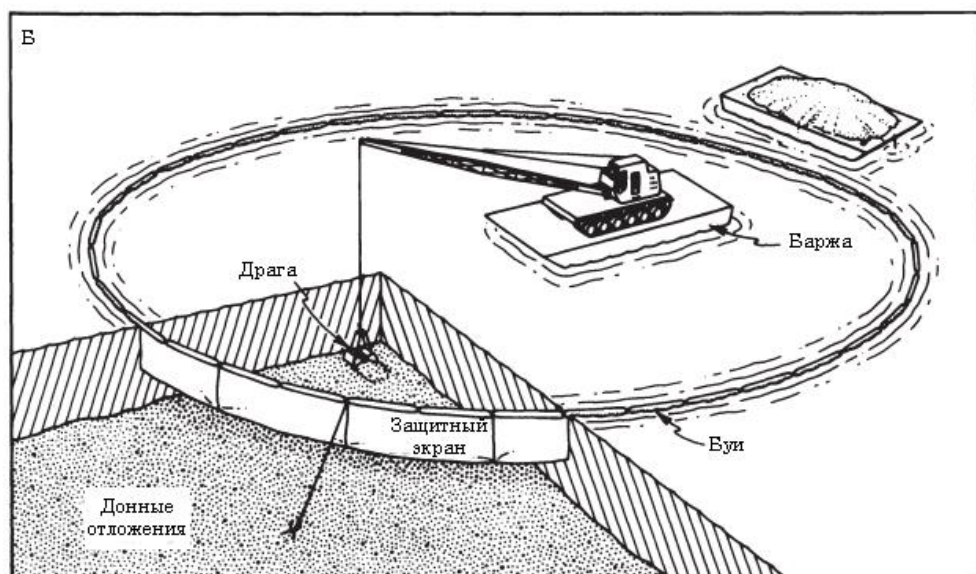


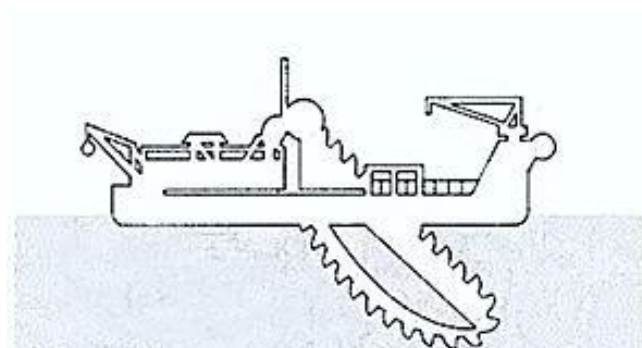
Рис. 2.1.20. Использование защитных экранов при проведении процедур драгирования с плавсредства (Cooke, 2005)

Драгирование может осуществляться различными средствами (рис. 2.1.21), например, при помощи экскаваторной выемки грунта, как с осушением водоема, так и без, а также при помощи землесосных снарядов или пневматических насосов. При сухой выемке, вода из озера спускается, а донным отложениям дают высохнуть, после чего приступают к удалению грунта обычной строительной техникой: экскаваторами, бульдозерами, драглайнами. Для подводных земляных работ используют экскаваторы-амфибии и ковшовые землечерпательные снаряды.

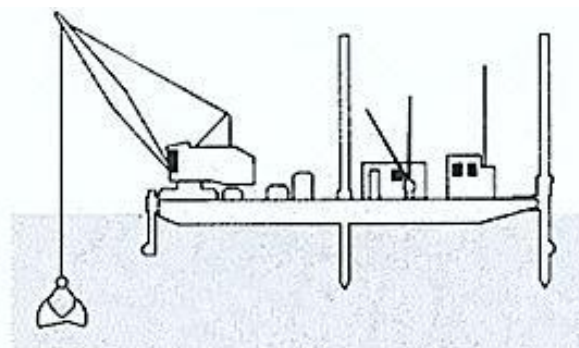
Основным элементом рабочего оборудования плавучих земснарядов (рис. 2.1.22), разрабатывающих грунты на глубине до 10-12 м, служат землесосы. Для разработки грунтов на больших глубинах (до 20 м) применяют гидроэжекторные устройства или комбинированные землесосно-эжекторные установки. Наиболее распространены земснаряды, оборудованные землесосами, которые засасывают пульпу через грунтотвод и создают напор в транспортном пульповоде для ее эвакуации к месту укладки грунта. Несвязные грунты (песок, мелкий гравий) разрабатываются земснарядом без предварительного рыхления. Для работы в связных грунтах земснаряды



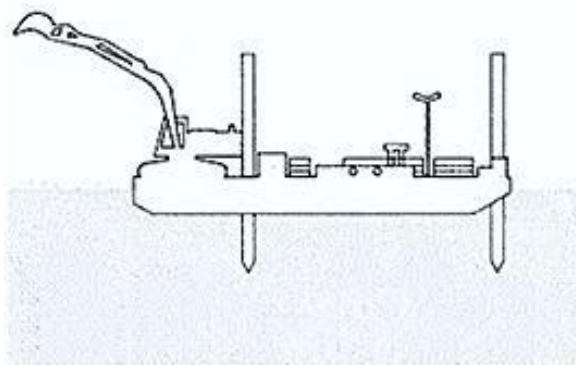
оборудуют гидравлическими и механическими разрыхлителями, которые располагаются перед зевом грунтоприемника землесоса (Гидромониторы..., 2011).



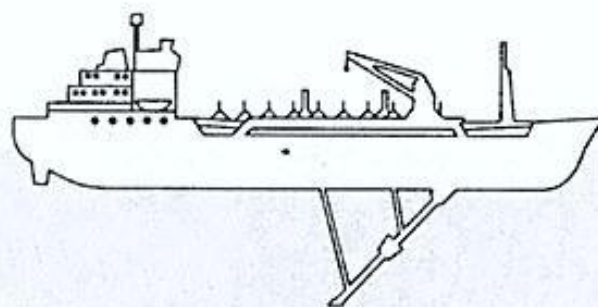
многочерпаковый земснаряд



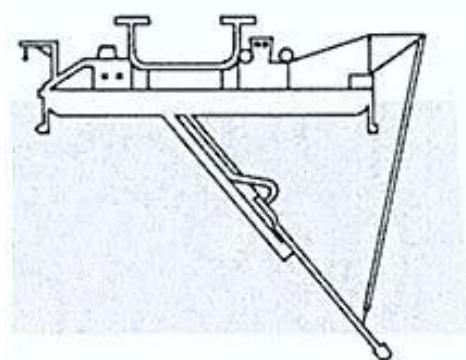
одночерпаковый грейферный  
земснаряд



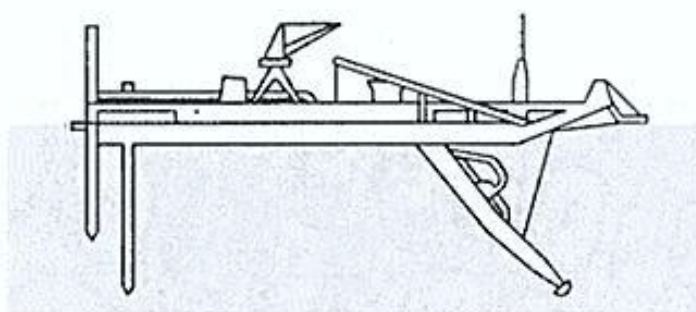
одночерпаковый штанговый  
(одноковшовый) земснаряд



самоотводный земснаряд  
с волочащимся грунтоприёмником



землесосный снаряд

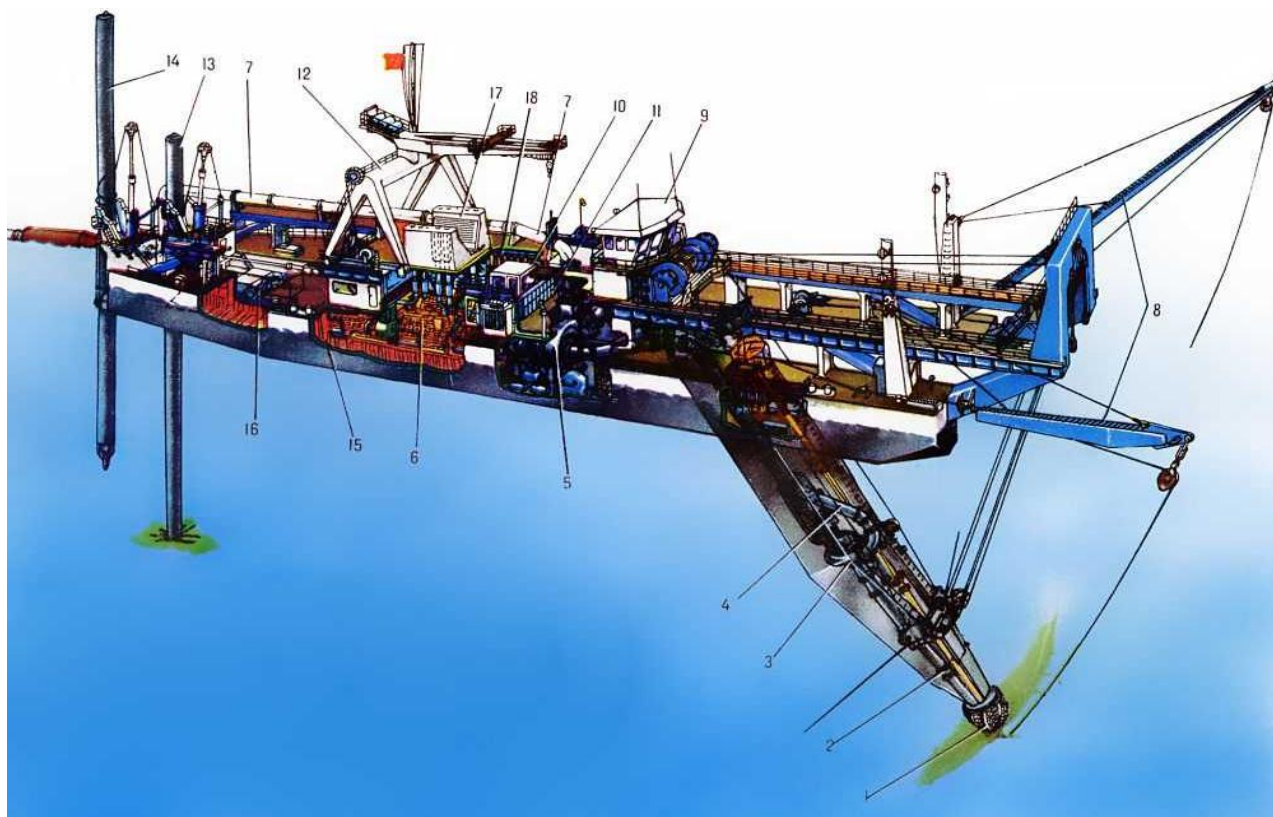


землесосный снаряд с грунторыхлителем

Рис. 2.1.21. Виды специализированных земснарядов (Vlasblom, 2003)

В качестве гидравлических разрыхлителей применяют гидромониторы или устройства в виде системы сопел, к которым под напором подается вода от

специальных центробежных насосов. Струи воды, выбрасываемые из сопл с большой скоростью, рыхлят грунт в районе всасывания. Однако гидравлический размыв эффективен лишь на легких однородных грунтах.



*Рис. 2.1.22.* Схема дизельэлектрического землесосного снаряда с погружным грунтовым насосом и грунторыхлителем: 1 – фреза; 2 – всасывающая головка; 3 – подводный грунтовой насос; 4 – всасывающий напорный трубопровод; 5 – грунтовой насос с двойными стенками; 6 – дизельные двигатели; 7 – напорный трубопровод; 8 – стрелы якорного устройства; 9 – рубка управления; 10 – контрольная рубка машинного отделения; 11 – главный распределительный щит; 12 – палубный кран; 13 – работающая свая; 14 – вспомогательная свая; 15 – топливный танк; 16 – вентиляция-впуск; 17 – вентиляция-выпуск; 18 – противопожарное устройство (Гидромониторы..., 2011)

Широкое распространение получили механические разрыхлители в виде концевых фрез с зубьями или роторно-ковшовых устройств с одним или двумя роторами, способные разрабатывать грунты на глубине до 15 м. При вращении рыхлителя смесь разрушенного грунта с водой поступает по всасывающему трубопроводу к землесосу и транспортируется к месту укладки грунта по гибкому плавучему пульповоду. Отдельные секции пульповода

поддерживаются поплавками и соединены между собой шарнирами (Гидромониторы..., 2011).

Хорошей технологией для очистки водоемов от илистых отложений является использование пневмонасосов (например, PNEUMA<sup>™</sup> (рис. 2.1.23), OOZER<sup>™</sup>). Их применение возможно как на больших (до 100 м), так и на малых глубинах и отличается более низкой себестоимостью работ по сравнению с обычными грунтовыми насосами. Пневматические насосы отвечают самым жестким экологическим требованиям охраны водной среды при выполнении подводных земляных работ. В отличие от центробежных грунтовых насосов, пневмонасосы практически не подвержены износу при сопоставимом КПД (Дементьев, 2005).



Рис. 2.1.23. Пневмонасос PNEUMA<sup>™</sup> ([www.pneuma.lv](http://www.pneuma.lv)).

В настоящее время известно более 600 апробированных технологий по оснащению процессов дноочистки и дноуглубления водоемов. В зарубежной



практике основные методы и приемы выполнения указанных работ связаны с использованием различного вида драг, а в отдельных случаях ковшовых экскаваторов. В зависимости от типа грунта и предполагаемых работ (выемка иловых, гравийных или песчаных отложений, срезка высшей водной растительности) драга оборудуется специальными приспособлениями и насадками: различного типа помпы, ножи, шнеки, черпаки (Теория и практика..., 2007).

В условиях небольших площадей прудов и озер большой интерес представляют различные малогабаритные земснаряды (рис. 2.1.24-2.1.27), управляемые как непосредственно с их борта, так и дистанционным способом. Кроме того малые размеры земснарядов обеспечивают их легкую транспортировку до места назначения при помощи стандартной автотехники.

После поступления пульпы к месту размещения, возможно ее отстаивание и обезвоживание на специально оборудованных картах, однако такой процесс является слишком длительным и требует выделения больших площадей. Чтобы ускорить процесс, можно рекомендовать добавление связывающих полимерных добавок и механическое обезвоживание, при помощи специализированных устройств: геотекстильных контейнеров, шнекового дегидрататора, ленточного пресса, центрифуг (декантеры) и др., это облегчает дальнейшую транспортировку и утилизацию за счет снижения объема и влажности осадка.

Технология Geotube<sup>™</sup> – наиболее доступное, высокопроизводительное и оперативное в исполнении решение для обезвоживания обводненных отходов. Она позволяет удалять донные отложения из водоема без его осушения. При помощи земснаряда обводненная пульпа поднимается со дна водоема и закачивается в фильтрующий геотекстильный контейнер Geotube<sup>™</sup>. Через стенки контейнера выходит механически чистая вода и отводится в водоем, а твердые частицы удерживаются внутри. Производительность технологического комплекса составляет 200-400 м<sup>3</sup>/ч. Разнообразные по гранулометрическому составу грунты, минеральные и органические отходы после обезвоживания в

контейнере представляют собой тугопластичный материал, удобный для погрузки, транспортировки или складирования.

Технология Geotube<sup>™</sup> является альтернативой обезвоживанию илов (осадков, шламов) на иловых картах и аппаратах механического обезвоживания. В отличие от этих методов обезвоживания ее использование позволяет существенно сократить производственные площади (Очистка водоемов..., 2009). Кроме того, подобный подход является более щадящим по отношению к окружающей среде, нежели строительство прибрежных илоотстойников.



*Рис. 2.1.24. Малогабаритный земснаряд с фрезерным грунторыхлителем MD-1230CS ([www.vmi-dredges.com](http://www.vmi-dredges.com))*



*Рис. 2.1.25.* Малогабаритный земснаряд с фрезерным грунторыхлителем 370HP SwingingDragon™ ([www.dredge.com](http://www.dredge.com))



*Рис. 2.1.26.* Многофункциональный земснаряд MFD-1000 MudCat™ ([www.mudcat.com](http://www.mudcat.com))





*Рис. 2.1.27. Автоматизированные малогабаритные земснаряды со шнековыми  
грунторыхлителями: надводный PHE-40HP и подводный ROV-6 PitDog<sup>™</sup>  
([www.lwtpithog.com](http://www.lwtpithog.com))*

Технологические стадии процесса Geotube<sup>™</sup> (Очистка водоемов..., 2009):

1. Откачка пульпы из водоема.
2. Подача пульпы в напорный трубопровод технологического комплекса при стабильном расходе и концентрации или обработка пульпы раствором флокулянта в смесителе (к примеру – в коленчатом миксере).
3. Заполнение контейнера (рис. 2.1.28), временное прекращение подачи пульпы для схода свободной влаги или переход на соседний контейнер.
4. Вскрытие контейнера (рис. 2.1.29), вывоз обезвоженного материала или его складирование по месту проведения работ.



*Рис. 2.1.28. Один из способов обезвоживания изъятых донных отложений с помощью технологии Geotube<sup>™</sup> ([www.dewateringsolutions.net](http://www.dewateringsolutions.net))*

Принудительное обезвоживание можно особо рекомендовать для донных отложений, загрязненных тяжелыми металлами. Без этого, перекачиваемая пульпа оказывается на берегу в окислительных условиях, при этом величина pH может понизиться до 3,5 единиц за небольшой промежуток времени (до 20 суток), все это приводит к высвобождению значительных количеств ранее связанных металлов: Zn, Ni, Cd, Co, Cu, Pb и Cr, которые могут попасть обратно в водоем с возвратными водами.

После извлечения донных отложений и первичных работ по их обезвоживанию, остро встает вопрос по их дальнейшему размещению. Условно чистый грунт без предварительной обработки может быть оставлен на берегу и использован при планировке территории, устройстве дамб и обваловок, рекультивации нарушенных земель, строительстве дорог, засыпке углублений и пустот ландшафта, для нужд садово-паркового хозяйства и т.п.





*Рис. 2.1.29. Обезвоженные с помощью технологии Geotube™ донные отложения, после вскрытия контейнера ([www.dewateringsolutions.net](http://www.dewateringsolutions.net))*

Утилизация и очистка загрязненных отложений зависит от токсических свойств, содержащихся в них веществ. Так, нефтяные углеводороды способны к саморазрушению в ходе хранения в естественных условиях. Продукты их химических превращений могут ассимилироваться природной средой без ущерба для нее. Полиароматические углеводороды отличаются большей устойчивостью к воздействию температуры и химических реагентов, слабо подвержены биохимической переработке бактериальными культурами. Наиболее радикальным способом их ликвидации является термоокислительная деструкция, т.е. высокотемпературная обработка грунта при избыточном количестве кислорода воздуха. Стойкие органические загрязнители представляют наиболее опасную и проблематичную группу веществ в донных отложениях. Единственно возможным способом их гарантированного обезвреживания является сжигание в щелочной среде (Теория и практика, 2007).

В целом, необходимо помнить, что драгирование представляет собой мощнейший инструмент для оздоровления водоемов, использование которого неприемлемо без полного понимания возможных последствий.

**Вопросы для самоконтроля:**

1. Причины ускоренного накопления донных отложений в водоемах.
2. Изъятие донных отложений. Суть метода, цели драгирования. Неблагоприятные последствия. Технические средства для их минимизации.
3. Варианты осуществления изъятия донных наносов, применяемые инженерные устройства при сухой и подводной выемке грунта. Подводная выемка донных отложений. Элементы рабочего оборудования плавучих земснарядов. Гидравлические и механические разрыхлители.
4. Использование пневматических насосов для выемки донных отложений, преимущества метода.
5. Обработка изъятых донных отложений. Обезвоживание, целесообразность и варианты осуществления. Размещения изъятых отложений на берегу. Варианты дальнейшего использования и обезвреживания.

## **Тема 9. Экотехнологические подходы к оздоровлению водных экосистем**

**Аннотация:** Рассматривается использование биологических методов в практике восстановления озер. Процессы естественного самоочищения. Методы для регулирования роста водных растений (физические, химические, биологические). Методы, применяемые для оздоровления закисленных водоемов

**Ключевые слова:** трофический каскад, биоманипулирование, биофильтр, биоаугментация, альголизация.

**Глоссарий:**

**Альголизация** – процедура, основанная на внесении в водоем штамма зеленой водоросли *Chlorella vulgaris*, что должно приводить к коррекции альгоценоза в сторону увеличения доли зеленых и снижения количества синезеленых водорослей.

**Биоаугментация** – внесение специализированных микробных сообществ, усиливающих процессы биodeградации.

**Биоманипулирование** – это экотехнологическое решение по оздоровлению водоемов, в котором используются манипуляции с трофическими цепями.

**Биофильтр** – распространенная технология очистки вод, как в составе системы доочистки после очистных сооружений, так и в качестве самостоятельной фильтрующей системы. Технология предусматривает создание искусственных ветландов, или биоплато, которые представляют собой блоки с почвенно-грунтовой смесью и водными растениями. Они устанавливаются в прибрежной зоне в точках поступления в водоем поверхностного стока и осуществляют очистку поступающей воды.

#### **Методические рекомендации по изучению темы:**

Необходимо изучить лекционный материал с определениями основных понятий. После этого следует ответить на контрольные вопросы.

#### **Источники информации:**

1. Бульон В.В. Структура и функция микробиальной «петли» в планктоне озерных экосистем // Биология внутренних вод. – 2002. – №2. – С. 5-14.
2. Остроумов С.А. О биотическом самоочищении водных экосистем. Элементы теории // Доклады академии наук. – 2004. – Т. 396. – № 1. – С.136-141.
3. Остроумов С.А. О самоочищении водных экосистем // Антропогенные влияния на водные экосистемы / Под ред. О.Ф. Филенко. – М.: Т-во научных изданий КМК, 2005. – С. 94-119.
4. Cooke G.D. Restoration and management of lakes and reservoirs. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – P. 239-274.

5. Gulati R.D., Pires L.M.D., Van Donk E. Lake restoration studies: failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures // *Limnologica*. – 2008. – Vol. 38. – P. 233–247.

6. Jeppesen E. et al. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies // *Freshwater Biology*. – 2005. – Vol. 50, №10. – P. 1747-1771.

---

**Биологические методы.** Разносторонние биотические взаимоотношения, связывают гидробионтов с компонентами водоема в единую экосистему. Наличием подобных связей обеспечивается устойчивость структуры водного сообщества в целом, и они значительным образом влияют на процессы, происходящие в водоеме. Организмы чутко реагируют на изменения в окружающей среде, и за незначительными колебаниями биологических параметров отдельных групп видов может происходить полная перестройка структуры сообществ.

Для более подробного понимания подобных взаимоотношений можно рассмотреть теорию «трофического каскада», когда водные сообщества рассматриваются как системы с восходящими трофическими уровнями. Первичные продуценты определяют состояние более высоких трофических уровней (контроль «снизу»), но также и хищничество консументов более высоких порядков создает каскад биотических воздействий, направленный вниз и отвечающий за состояние экосистемы в целом (контроль «сверху») (Бульон, 2002). Есть мнение, что с помощью положений теории действительно можно описывать многие взаимодействия между компонентами водоема, но следует учитывать лишь крупные группы, такие как, например «кладоцеры» или «цианобактерии», а более мелкие уровни детализации объяснены быть не могут. В то же время многие ученые придерживаются другой точки зрения, считая возможным выделить более дробную степень взаимодействия. Однако когда речь идет о практической реализации положений теории, все же особо

выделяют отдельные группы организмов: фитопланктон, зоопланктон (фильтраторы), зоопланктоноядные и хищные рыбы.

Представители зоопланктона могут влиять на фитопланктон, потребляя преимущественно те или иные таксономические группы или за счет снижения доступности минеральных веществ, в особенности фосфора. Можно выделить критическую концентрацию фильтраторов, при которой они могут оказывать влияние (35-530 экз./л) (Kozak, Goldyn, 2004).

«Мирные» организмы зоопланктона находятся под постоянным давлением консументов более высокого порядка. Характер и степень воздействия при этом могут различаться. В ответ на присутствие хищников у многих представителей зоопланктона вырабатываются определенные приспособления. Например, важную роль в определении хищными рыбами своей жертвы может играть индивидуальное плавательное поведение (ИПП) зоопланктона. При наличии равноразмерных дафний одинаковой окраски, рыбы выбирают особей с наиболее быстрым ИПП. Ответной реакцией может служить изменение параметров движения: скорости, направления, конфигурации, наблюдаемые не только при соприкосновении с хищником, но даже лишь при наличии его инфохимикатов. В результате подобный пресс хищников может структурировать размерно-возрастные показатели планктонных фильтраторов. Хищные рыбы существенно влияют и на более крупных представителей зоопланктона, например таких, как *Leptodora kindtii*.

Помимо ограничивающего эффекта, консументы высоких порядков играют и структурирующую роль. Как было показано для модельных сообществ, в отсутствие хищника, вселение новых видов в зоопланктонное сообщество затруднено, а при его наличии количество сосуществующих видов значительно возрастает. В то же время вселение нового хищника в сложившуюся экосистему может привести к снижению численности одних представителей зоопланктона и увеличению количественных показателей других.

Одним из самых распространенных в настоящее время методов, применяющих вышеназванные принципы «трофического каскада» в практике восстановления водных объектов, является биоманипулирование.

**Биоманипулирование** – это экотехнологическое решение по оздоровлению водоемов, в котором используются манипуляции с трофическими цепями (рис. 2.1.30). Несмотря на то, что впервые этот термин был введен Шапиро в 1975 г. (Shapiro, 1975), практические примеры биоманипуляций были и раньше.

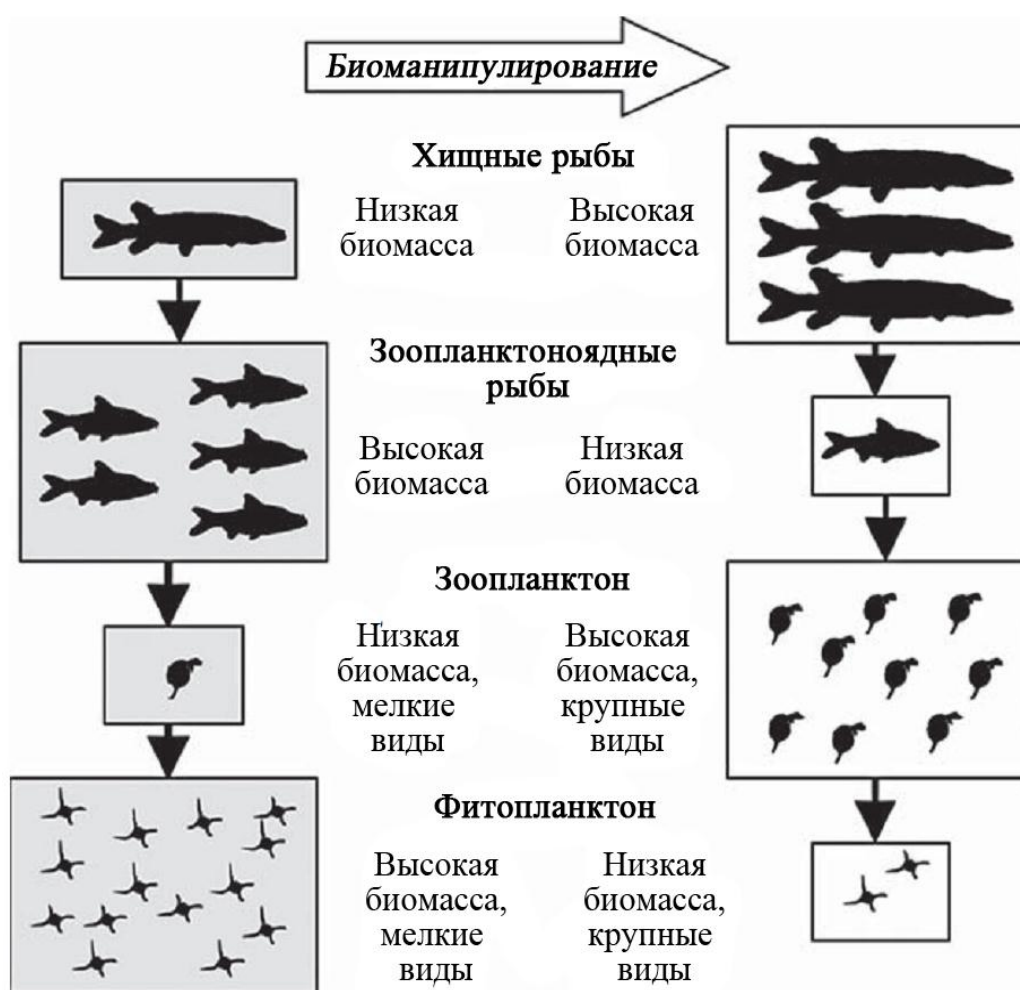


Рис. 2.1.30. Схематичное изображение контроля фитопланктона через трофические взаимодействия (Nupfer, Hilt, 2008)

Перед рассмотрением методов биоманипуляций, стоит проследить естественный пример трофической сукцессии в отношении вершины пищевых цепей – рыб, т.к. именно с ними в первую очередь приходится иметь дело.

При низком уровне биогенов, хищные окунь (*Perca fluviatilis*) и щука (*Esox lucius*) являются доминантами в рыбном сообществе. Когда нагрузка возрастает, также увеличивается и биомасса рыб. Однако в ходе этого особенно быстро происходит увеличение доли карповых рыб, прежде всего плотвы (*Rutilus rutilus*) и леща (*Abramis brama*). Часть рациона этих рыб составляет зоопланктон, таким образом, увеличивая на него давление, рыбы снижают поедание им фитопланктона. В первую очередь резко снижается численность крупных форм зоопланктеров, являющихся самыми лучшими фильтраторами, таких как, например, виды рода *Daphnia*. Кроме того из-за конкуренции, окуни реже достигают размеров хищника и также вынуждены питаться зоопланктоном и бентосом, а не планктоноядными рыбами.

С уменьшением фильтрационной активности зоопланктона, биомасса водорослей существенно возрастает (в 2-4 раза), что находит свое отражение в снижении прозрачности. В добавление к этому, в зоопланктонном сообществе начинают доминировать мелкие формы, неспособные контролировать крупных представителей фитопланктона, например нитчатых цианобактерий. Рыбы могут также активно, напрямую или опосредовано, снижать численность погруженной высшей водной растительности и связанных с ними моллюсков. С их исчезновением пропадают и многие питающиеся ими птицы. В результате мы получаем водоем с большим количеством плотвы и леща, обилием фитопланктона, практически полным отсутствием высших водорослей и значительным снижением численности водоплавающих птиц (Jeppesen et al., 2005).

Повернуть вспять этот процесс можно несколькими путями. Один из них – избирательное удаление планктоноядных рыб. В имеющихся примерах вылов варьировал в диапазоне от 10% до 80% от оцененных запасов рыб (100-870 кг/га, в среднем 321 кг/га). Продолжительность манипуляций составляла от 1

года до 10 лет и более, для многих озер улучшения отмечались немедленно (Søndergaard et al., 2007).

Закрепить положительную динамику можно зарыблением водоема хищными видами рыб, в первую очередь щукой. Эффект наступает не сразу, мальки щуки первоначально питаются микроскопическими ракообразными, насекомыми, затем крупными беспозвоночными и только достигнув достаточной длины (примерно 10,1-13,7 см) – рыбами (Skov et al., 2003). Для достижения эффекта, зарыбление должно обеспечивать высокую плотность рыб (более 0,1 особи на м<sup>2</sup>) и осуществляться несколько лет подряд (Søndergaard et al., 2000).

Приемы биоманипуляций эффективны не для всех водоемов. Самые успешные примеры отмечены для малых (<25 га) и неглубоких озер (<3 м) (Gulati et al., 2008), кроме того лучше всего «трофический каскад» проявляется на мезотрофных водоемах. Поставленные цели достигаются также не всегда, однако несколько десятков положительных примеров (Gulati et al., 2002; Søndergaard et al., 2007; Cooke, 2005), позволяют говорить о биоманипулировании как об очень эффективном биологическом методе оздоровления водоемов.

Использование **биофильтров** является широко распространенной технологией очистки вод, как в составе системы доочистки после очистных сооружений, так и в качестве самостоятельной фильтрующей системы (Gulati et al., 2008; Kadlec, Wallace, 2008). Технология предусматривает создание искусственных ветландов, или биоплато, которые представляют собой блоки с почвенно-грунтовой смесью и водными растениями. Они устанавливаются в прибрежной зоне в точках поступления в водоем поверхностного стока и осуществляют очистку поступающей воды. За счет потери скорости водного потока в осадок выпадают взвешенные частицы, а за счет фильтрации через грунтово-растительный слой, а также благодаря микробному сообществу из воды удаляются загрязняющие вещества и биогенные элементы.

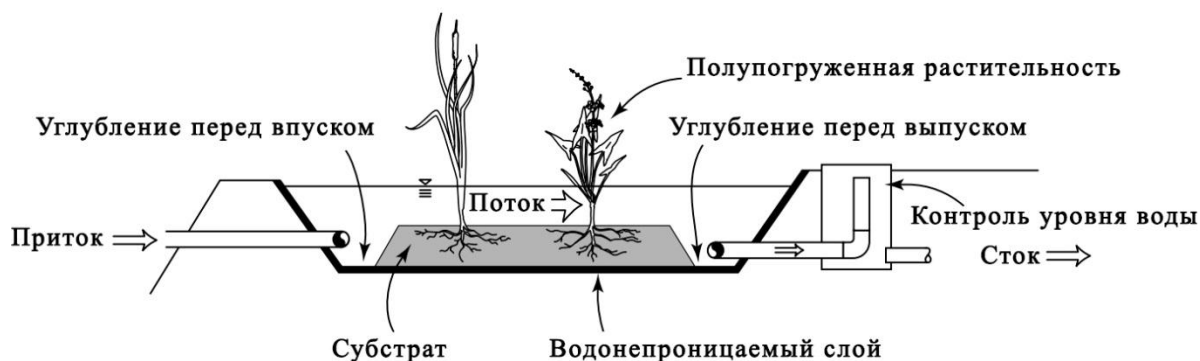


В зарубежной литературе подобные конструкции носят названия «constructed wetlands», в русском языке нет общепринятого эквивалента этому термину. В научной литературе встречаются такие определения, как «биоплато», «биоинженерные сооружения», «биологические» и «ботанические площадки», нередко используется простая транслитерация выражения «constructed wetlands» (Сивкова, Семёнов, 2010). Можно отметить, что в основе строения практически всех биоплато лежат четыре основных элемента: водонепроницаемый слой, фильтрующий слой, макрофиты, инженерные коммуникации для распределения стоков по площади биоплато и регулирования уровня воды в нем.

Можно выделить следующие базовые типы искусственных ветландов:

1. Системы поверхностного потока (free water surface, или FWS) – представляют собой затопленные площадки, внешне похожие на естественные болота с открытой водой, на которых по дну высажены водные растения (рис. 2.1.31). Вода самотеком проходит сквозь стебли и листья растений.

2. Системы горизонтального подповерхностного потока (horizontal subsurface flow, или HSSF) – представляют собой плато, заполненное фильтрующим материалом из гравия, мелких камней, песка, почвы и т.п., на котором высажены водные растения (рис. 2.1.32). Вода подается на поверхность биоплато, при этом участки постоянно открытой воды отсутствуют, и проходит через фильтрующую среду, заполненную корневой системой растений, в горизонтальном направлении ниже уровня поверхности субстрата.



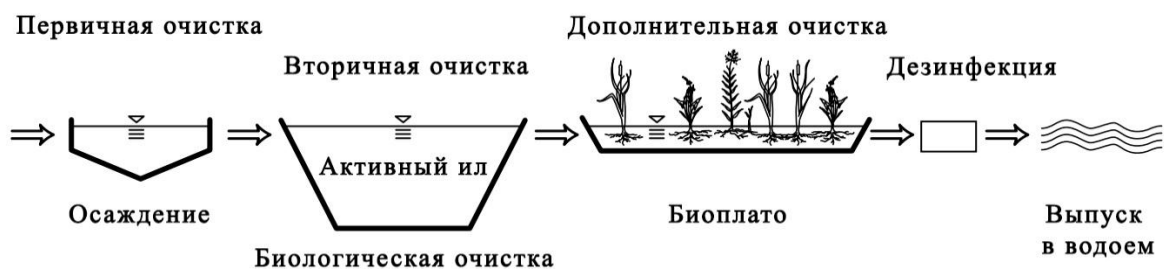


Рис. 2.1.31. Схема организации биоплато по типу поверхностного потока и пример использования для доочистки муниципальных сточных вод (Kadlec, Wallace, 2008)

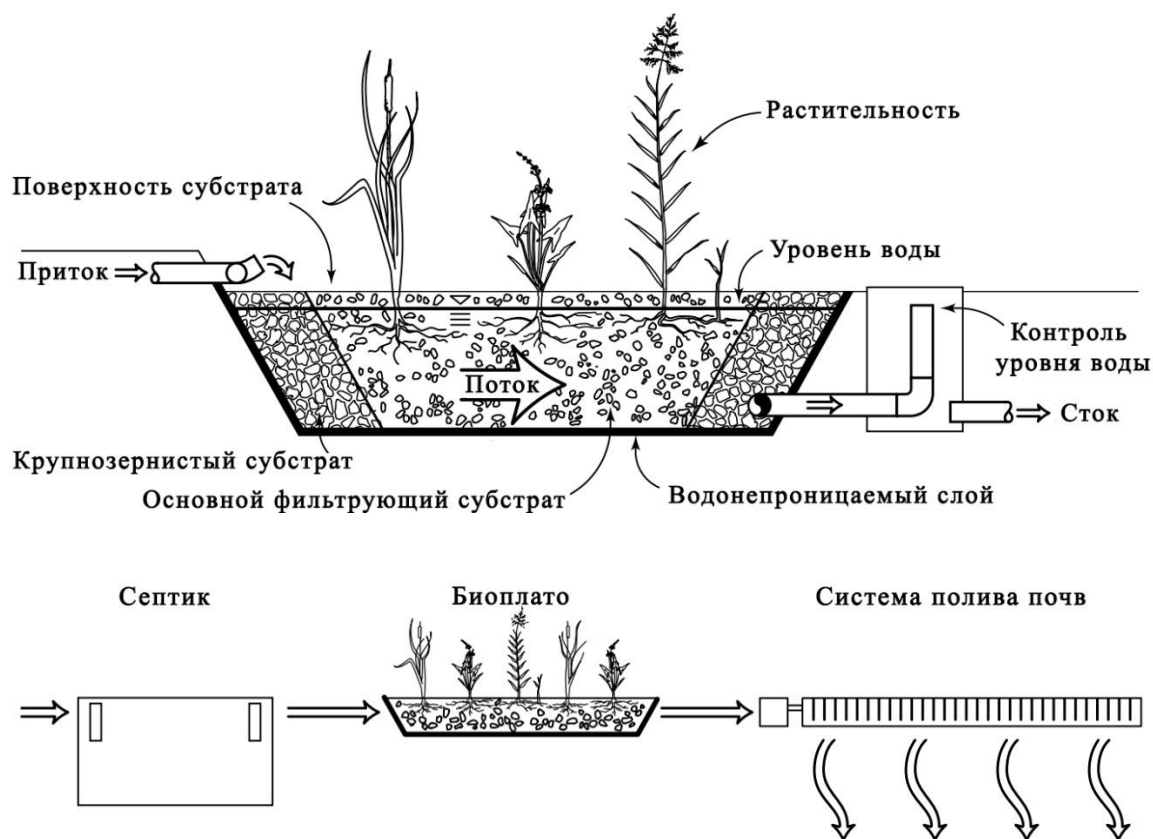


Рис. 2.1.32. Схема организации биоплато по типу вертикального потока и пример использования для очистки сточных вод в индивидуальном хозяйстве (Kadlec, Wallace, 2008)

3. Системы вертикального потока (vertical flow, или VF) – похожи на предыдущий вариант, также представляют собой плато, заполненное фильтрующим материалом, на котором высажены водные растения. Вода периодически подается на поверхность биоплато и фильтруется в вертикальном направлении через субстрат и корневую систему растений (рис.).

Стоит отметить, что системы горизонтального подповерхностного потока, из-за конструктивных особенностей препятствующих поступлению кислорода, имеют ограничение в отношении очистки вод от аммонийного азота. Организация гибридных биоплато (VF+HSSF) может решить эту проблему, обеспечивая комплексную систему процессов нитрификации-денитрификации (рис. 2.1.33).

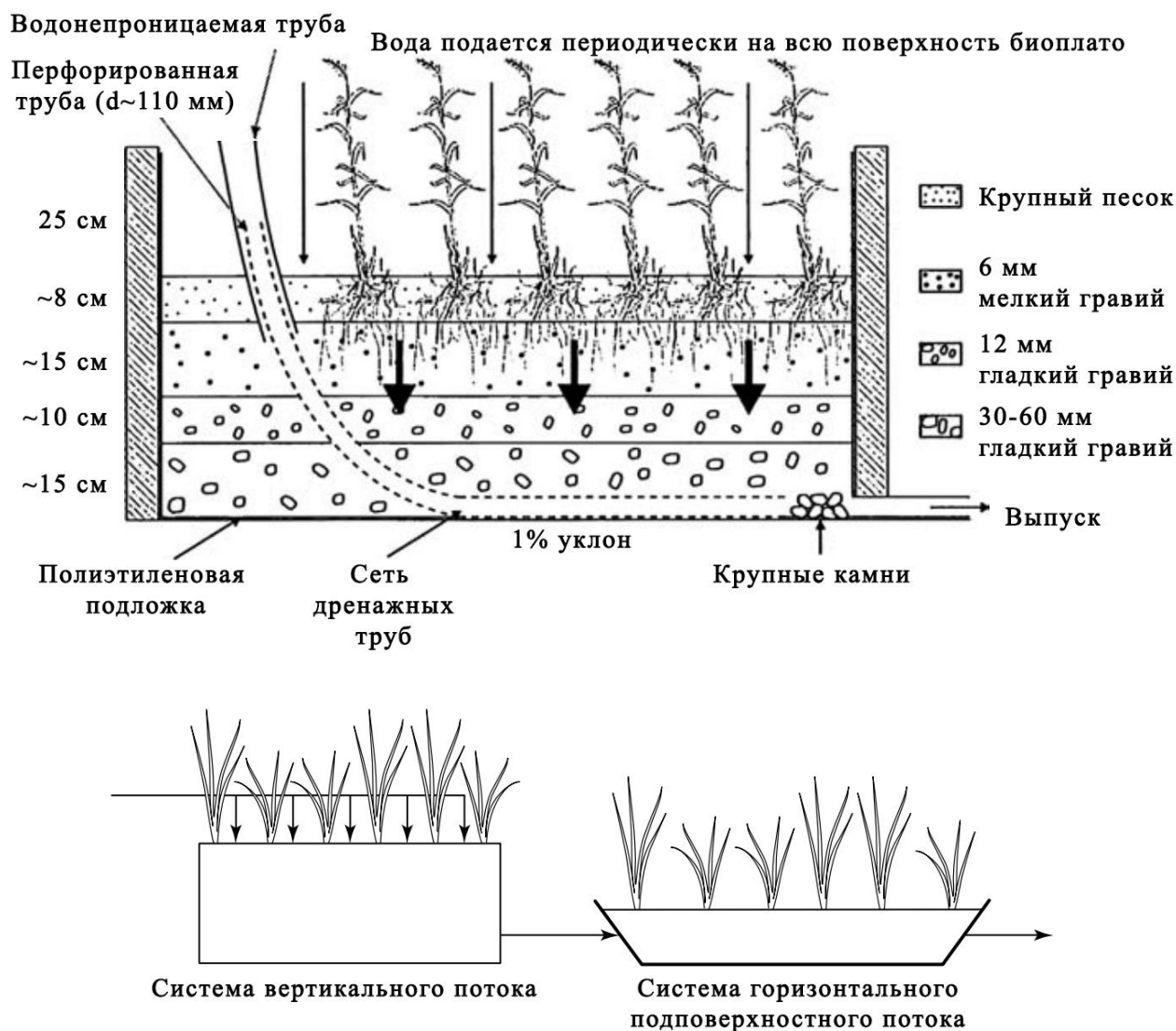


Рис. 2.1.33. Схема организации биоплато по типу вертикального потока и пример использования в гибридной установке (Kadlec, Wallace, 2008)

Возможна организация биоплато в виде извлекаемых при необходимости погружных кассет, заполненных растениями, а также в виде плавающих биоплато (рис. 2.1.34), к плюсам последних можно отнести мобильность,

отсутствие колебаний уровня воды, а также высокую метаболическую активность подводной части, состоящей из развитой корневой системы и микробных сообществ, заселяющих этот удобный субстрат. В качестве примера плавающих биоплато можно привести коммерческие решения: BioHaven™ с естественной циркуляцией воды и Leviathan™ с принудительной циркуляцией.

Можно отметить, что использование биофильтров с погруженными под воду растениями может быть не всегда эффективно, т.к. макрофиты могут погибать от недостатка света при высокой мутности воды (Прыткова, 2002).



*Рис. 2.1.34. Схема организации плавающих биоплато и пример их использования на практике: а) запуск биоплато; б) установка ограждений от растительоядных птиц; в) биоплато через 4 месяца; д) биоплато через 13 месяцев (Winston et al., 2013)*

К числу биологических методов можно также отнести применение биоаугментации и альголизации.

В качестве примера **биоаугментации** (внесение специализированных микробных сообществ, усиливающих процессы биodeградации) можно привести отечественную разработку Микрозим<sup>™</sup> «Понд Трит». Данная технология использует смесь (6-12 видов) аэробных факультативно мезофильных микроорганизмов, для которых основным источником энергии для жизнедеятельности являются свободные органические вещества в воде и донных отложениях водоема. Это искусственно созданный микробиологический консорциум естественных микроорганизмов-гидробионтов, полученных в результате выделения и сравнительного анализа микробной биоты из экосистем здоровых и эвтрофированных водоемов.

Применение препарата «Понд Трит» рекомендовано производителем для биологической реабилитации интенсивно загрязненных, эвтрофных и деградирующих, а также испытывающих повышенную техногенную и антропогенную нагрузку закрытых и слабotoчных водоемов любых размеров. К очистке рекомендуются водоемы с высоким уровнем донных отложений, высокой мутностью воды, обилием синезеленых водорослей, тины, ряски, периодическими заморами рыб, ослабленным самоочищением (Микрозим..., 2011).

Заявлено, что благодаря биологической очистке водоема препаратом нейтрализуются последствия органического и биогенного загрязнения и эвтрофирования водоема, восстанавливается биологическое равновесие, вода и донные отложения освобождаются от свободной органики и питательных веществ, влажная масса ила донных отложений сокращается на 40-50%, многократно интенсифицируется микробиологическое самоочищение воды от патогенных и условно патогенных микроорганизмов. Применение биопрепарата позволяет за один теплый сезон привести качество воды в водоеме в соответствие с требованиями СанПиН 2.1.5.980-00 «Охрана поверхностных вод» по показателям БПК, ХПК, взвешенных веществ, азота, фосфатов, растворенного кислорода, ОМЧ, очистить донные иловые



отложения, как источник вторичного загрязнения водоема, от гниющего органического вещества.

Успевшая образоваться к моменту очистки избыточная биомасса синезеленых водорослей, ряски, тины отмирает естественным образом в течение двух-трех недель и опускается на дно, где ее остатки полностью уничтожаются на дне бактериями биопрепарата, а образовавшиеся при разложении биогенные элементы удаляются, связываются, и конвертируются в питание высших видов водной фауны. Деградирование водоема останавливается: прекращается размножение фитопланктона, «цветение» синезеленых водорослей, нитчатых водорослей, ряски, предотвращаются летние и зимние заморы рыб. В результате водоем восстанавливается как самоочищающаяся экосистема, для которой характерно состояние биологического баланса (Микрозим..., 2011).

Расход биопрепарата на очистку водоема составляет от 4 до 5 граммов препарата на 1 м<sup>2</sup> водного зеркала при средней глубине водоема 2-2,5 метра. Данная доза вносится в водоем в течение теплого сезона отдельными дозами с двухнедельными интервалами по следующему графику (на 1 м<sup>2</sup> водного зеркала):

1 неделя	3 неделя	5 неделя	7 неделя	9 неделя
2 грамма	1 грамм	0,5 грамма	0,5 грамма	0,2 грамма

Препарат вносится в водоем только строго в соответствии с графиком, т.к. произвольное сокращение двухнедельного интервала или завышение кратных доз биопрепарата может привести к кислородному голоданию рыб. Поддерживающая дозировка 0,2 грамма на 1м<sup>2</sup> эффективна для очистки воды, когда не требуется глубокая очистка водоема от ила донных отложений. Обработку водоема биопрепаратом рекомендуется начинать в апреле-мае, после прогрева воды до +10°C, но можно приступать к обработке водоема и в течение лета – микроорганизмы препарата будут очищать водоем до становления льда, перезимуют и возобновят активность следующей весной

(Микрозим..., 2011). Стоимость подобной очистки составит примерно 100 тыс. руб. на 1 га акватории (2000 руб./кг препарата). Однако есть и обоснованные сомнения относительно эффективности этого биопрепарата.

Также в качестве примеров коммерческих препаратов на основе микробных сообществ можно привести импортные аналоги, такие как C-FLO-6F™, Bacti-Klear™, PureBacteria™, PondClear™, NutrEraser™ (США), EmTec-FM™ (Таиланд, рис. 2.1.35), предпосылки для применения и механизмы действия которых в целом аналогичны Микрозим™ «Понд Трит».



Рис. 2.1.35. Результат применения биопрепарата EmTec-FM™  
(Таиланд, [www.emtec.co.th](http://www.emtec.co.th))

В некоторых случаях производитель предлагает целую линейку специализированных препаратов на основе сообществ микроорганизмов, адаптированных к специфическим условиям различных сезонов года, например:

- HBWinterBlend™ – смесь психрофильных (холодноводных) микроорганизмов, для очистки водоемов поздней осенью или ранней весной (5,0-17,8°C);

- HBSpringBlend™ – смесь мезофильных микроорганизмов, витаминов, биостимуляторов и ферментов для применения в предвегетационный период при температуре воды 17,8-25,6°C;

- HBSummerBlend™ – для применения в жаркие летние месяцы при температуре воды выше 26°C;
- HBFallBlend™ – специализированный биопрепарат для ускоренной утилизации накопившейся в водоеме в ходе вегетационного сезона растительных остатков (оптимум температур 17,8-25,6°C).

Процедура альголизации основана на внесении в водоем штамма зеленой водоросли *Chlorella vulgaris*, что должно приводить к коррекции альгоценоза в сторону увеличения доли зеленых и снижения количества синезеленых водорослей. В основе метода лежит гипотеза о том, что между синезелеными и зелеными водорослями в фитопланктонном сообществе складываются антагонистические отношения (Богданов, 2008). Стоимость процедуры составляет от 3000 до 10 000 руб. на 1 га акватории. Необходимо отметить, что данный метод не прошел достаточной апробации, что затрудняет однозначное прогнозирование последствий оздоровления. Использование альголизации может не только не улучшить экологическую ситуацию в водоеме, но даже наоборот, существенным образом ее ухудшить, несмотря на многомиллионные затраты.

Таким образом, несмотря на плюсы биологических приемов и их «естественность», следует учитывать, что они эффективны не для всех водоемов и как следствие существует высокий риск не достигнуть требуемых результатов в необходимые сроки. Кроме того некоторые методы пока не нашли такого широкого применения для целей оздоровления водных экосистем, как отдельные методы описанные выше, некоторые в силу недавнего появления или недостаточной проработанности, какие-то – вследствие специфичности и особенностей применения, другие – из-за отсутствия достоверных данных об их эффективности.

### ***Процессы естественного самоочищения***

При применении экотехнологических решений оздоровления водоемов, не стоит забывать и о разнообразных естественных механизмах самоочищения и



восстановления, постоянно протекающих в водоеме и зачастую первостепенно определяющих состояние водных экосистем. Для формирования качества воды, ее очищения в водных экосистемах являются важными многие физические, химические и биологические процессы. Перечень основных процессов приведен ниже (цит. по Остроумов, 2002, 2004, 2005).

*Табл. 2.1.1. Некоторые факторы и процессы, участвующие в самоочищении воды. ЗВ – загрязняющие вещества; РОВ – растворенное органическое вещество; ВОВ – взвешенное органическое вещество*

<i>Процесс</i>	<i>Комментарий</i>
<b>ФИЗИЧЕСКИЕ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ</b>	
Растворение и разбавление	
Вынос на берег	
Вынос в сопредельные водоемы и водотоки	Экспорт углерода растворенных веществ и взвешенных частиц с вытекающей водой зависит от концентрации РОВ и ВОВ
Сорбция взвешенными частицами с последующей седиментацией	Зависит от образования сестона и детрита гидробионтами
Сорбция донными осадками	Зависит от содержания органических веществ в осадках
Испарение	Может зависеть от пленки органических веществ на поверхности водоема
<b>ХИМИЧЕСКИЕ</b>	
Процессы гидролиза	
Фотохимические превращения	Фотолиз сенсibiliзируется органическими веществами биотического происхождения
Редокс-каталитические превращения	
Превращения с участием свободных радикалов	Зависят от лигандов биологического происхождения
Уменьшение токсичности ЗВ в результате связывания с РОВ	
Химическое окисление ЗВ с участием кислорода	Концентрация кислорода зависит от фотосинтеза гидробионтов
<b>БИОТИЧЕСКИЕ</b>	

Сорбция и накопление гидробионтами ЗВ и биогенов	
Биотрансформация: редоксреакции, разрушение, конъюгация	В некоторых озерах в год окисляется следующее количество углерода (в гС на 1 м <sup>2</sup> зеркала озера): благодаря дыханию фитопланктона 19,1; за счет дыхания зоопланктона 12,0; окисление бактериями в донных осадках 17,3
Внеклеточная ферментативная трансформация ЗВ	
Удаление взвешенных частиц и ЗВ из столба воды в результате фильтрации гидробионтами	Для кладоцер объем профильтрованной воды составляет до 40 (иногда до 130) мл на 1 животное в сутки; для копепод объем составляет до 2-4 мл (иногда до 27) на 1 животное в сутки
Удаление ЗВ из столба воды в результате сорбции пеллетами, экскретируемыми гидробионтами	
Предотвращение или замедление выхода биогенов и ЗВ из донных осадков в воду, аккумуляция и связывание биогенов и ЗВ бентосными организмами	
Вынос С, N, Р из экосистемы при вылете имаго водных насекомых	За счет вылета имаго насекомых озеро может терять ежегодно 0,5 гС на 1 м <sup>2</sup> площади озера
Вынос С, N, Р из экосистемы при питании рыбацких и других птиц	Зависит от состояния биоты на прилегающей территории
Вынос С, N, Р из экосистемы при выходе на сушу прошедших метаморфоз земноводных	Зависит от состояния биоты на прилегающей территории
Биотрансформация и сорбция ЗВ в почве - при поливе земель загрязненными водами	
Регуляция численности и активности организмов-участников процессов очищения воды в результате межорганизменных взаимодействий	В регуляции участвуют вещества – экологические хеморегуляторы и хемомедиаторы

Многие физические и химические процессы самоочищения воды регулируются биологическими факторами или существенно зависят от них. Например, масштабы сорбции загрязняющих веществ на оседающих частицах взвесей зависят от концентрации клеток фитопланктона. Фотохимические процессы зависят от прозрачности воды, а прозрачность зависит от фильтрационной активности гидробионтов. Свободно-радикальные процессы разрушения поллютантов зависят от связывания ионов металлов с растворенными в воде лигандами, представляющими собой органические молекулы биологического происхождения. Таким образом, биотические факторы находятся в центре всей системы самоочищения воды. Все процессы, участвующие в очищении воды, в равной мере важны или один из них не должен выпадать из внимания либо считаться менее существенным, чем другие. Кроме того, в экосистеме с течением времени могут наблюдаться значительные изменения и в каждый данный момент может иметь место повышенная значимость одних процессов за счет других; в последующем соотношение относительной значимости конкретных процессов может резко измениться.

Можно выделить следующие основные структурно-функциональные блоки, в совокупности охватывающие значительную часть общего гидробиологического механизма самоочищения водных экосистем:

- 1) блок фильтрационной активности («фильтры»);
- 2) блок механизмов переноса, перекачивания химических веществ из одного экологического компартмента в другой (из одной среды в другую), иными словами, «насосы» в составе механизмов самоочищения водных экосистем;
- 3) блок расщепления молекул загрязняющих веществ («мельницы», перемалывающие загрязняющие вещества).

**Фильтры.** Остроумов выделяет следующие функциональные фильтрующие системы: а) совокупность беспозвоночных гидробионтов-

фильтраторов; б) пояс прибрежных макрофитов, который задерживает часть биогенов и загрязняющих веществ, поступающих в экосистему с прилегающей территории; в) бентос, задерживающий и поглощающий часть биогенов и поллютантов, мигрирующих на границе раздела вода/донные осадки; г) микроорганизмы, сорбированные на взвешенных частицах, перемещающихся относительно водной массы вследствие гравитационного оседания частиц под действием сил тяжести; в результате водная масса и микроорганизмы перемещаются относительно друг друга, что эквивалентно ситуации, когда вода профильтровывается через зернистый субстрат с прикрепленными микроорганизмами; последние извлекают из воды растворенные органические вещества и биогены.

**Насосы.** Выделяют следующие функциональные системы: а) блок процессов, действующих как насос, способствующий перемещению части поллютантов и водной тощи в осадки (такие процессы, как седиментация, сорбция); б) блок процессов, действующих как функциональный насос, способствующий перемещению части поллютантов из водной толщи в атмосферу – испарение; в) блок процессов, действующих как функциональный насос, способствующий перемещению части биогенов из воды на территорию окружающих наземных экосистем – совокупность миграционных процессов в связи с вылетом имаго тех насекомых, у которых личиночная стадия проходит в воде; г) аналогичный блок процессов, который действует как функциональный насос, способствующий перемещению части биогенов из воды на территорию окружающих наземных экосистем благодаря жизнедеятельности ряда видов птиц. Имеются в виду те птицы, которые питаются гидробионтами, изымая биомассу из водной экосистемы, но гнездятся на территории, окружающей водоем или водоток.

**Мельницы.** Можно выделить следующие функциональные системы расщепления загрязняющих веществ: а) молекулярная мельница внутриклеточных ферментативных процессов; б) мельница внеклеточных ферментов, находящихся в водной среде; в) мельница фотохимических

процессов, сенсibilизированных веществами биологического происхождения;

г) мельница свободно-радикальных процессов с участием лигандов биологического происхождения.

### ***Методы для регулирования роста водных растений***

Разнообразные экологические группы растений, обитающие в водоемах, являются их неотъемлемой частью, обеспечивающей нормальное функционирование и устойчивость водных экосистем (рис. 2.2.1). Они продуцируют кислород, создавая благоприятные физико-химические условия обитания для остальных гидробионтов; микроскопические водоросли (фитопланктон) являются начальным звеном большинства пищевых цепей в водоеме; макрофиты формируют условия обитания, а также служат источником питания для многих животных (рыб, амфибий, насекомых, птиц, млекопитающих и др.); укореняющиеся растения закрепляют береговую линию, препятствуют абразии и взмучиванию донных отложений и как следствие обеспечивают снижение эрозии, мутности воды и увеличение ее прозрачности. Поэтому целью регулирования роста водных растений ни в коем случае не должно становиться их полное уничтожение, допустима лишь корректировка их количества, обеспечивающего баланс интересов между обеспечением нормального хозяйственного использования водоема и необходимостью сохранения структурно-функциональной организации экосистемы.

Нежелательные последствия массового развития фитопланктона были рассмотрены ранее, однако, в зависимости от целей хозяйственного использования водоема, нежелательным может являться не только «цветение» микроводорослей, но и интенсивное развитие высших водных растений, кроме того это может негативным образом сказаться и на нормальном функционировании самой экосистемы.



*Рис. 2.2.1. Экологические группы водных растений*

Можно перечислить следующие основные проблемы, связанные с чрезмерным развитием макрофитов (Lancar, Krake, 2002; Lembi, 2003):

- Невозможность осуществления или падение рекреационной активности: купания, рыбной ловли, лодочного судоходства; в том числе из-за снижения эстетической привлекательности;
- Снижение эффективности работы гидротехнических, дренажных систем, каналов;
- Увеличение скорости заиливания водоема, уменьшения его полезного объема в результате отмирания растительности;
- Уменьшение размерных характеристик, задержка роста и чрезмерное уплотнение популяций рыб из-за обилия убежищ для молоди;
- Гибель представителей ихтиофауны из-за дефицита кислорода. Причиной может стать затенение аэрогидатофитами водной толщи и как следствие, препятствование фотосинтезу, интенсивное дыхание растений в ночное время, а также разложение растительной биомассы в конце вегетационного периода. Кроме того, низкие концентрации кислорода могут и

не привести к замору рыб, но могут повысить их чувствительность к токсикантам.

– Массовое размножение кровососущих насекомых, вследствие создания гидрофитами благоприятных условий для их развития (застойных зон, защищенных от ветра и естественных хищников). Как следствие, это может приводить к росту числа заболеваний, связанных с комарами и москитами;

– Снижение численности или полное исчезновение аборигенной флоры и фауны в результате намеренного или случайного вселения экзотических видов растений (рис. 2.2.2), примерами могут служить инвазии элодеи канадской (*Elodea canadensis*), урути колосистой (*Myriophyllum spicatum*), дербенника иволистного (*Lythrum salicaria*), водяного гиацинта (*Eichhornia crassipes*) и др.



Рис. 2.2.2. Плакат на берегу водоема, предупреждающий об опасности инвазивных видов, США ([www.flickr.com/photos/statevillians\\_alluring\\_photography/3054736377/](http://www.flickr.com/photos/statevillians_alluring_photography/3054736377/))

Наиболее часто с вышеперечисленными проблемами приходится сталкиваться в неглубоких водоемах, где фотическая зона охватывает

практически всю водную толщу и почти вся площадь донных отложений пригодна для развития растений.

Ниже рассмотрены физические, химические и биологические методы, применяемые для регулирования роста водных растений, как микроводорослей, так и макрофитов.

**Физические методы.** В системе мероприятий по реабилитации водных объектов для контроля развития водных растений успешно используется различные физические методы, начиная от простых методов механического удаления и искусственного затенения акватории, заканчивая передовыми инновационными подходами.

**Средства механического удаления** предназначены для борьбы с нежелательным чрезмерным развитием высших водных растений, за счет их полного или частичного устранения из водного объекта (рис. 2.2.3).

Средства представлены разнообразными ручными инструментами, такими как специальные косы (например, WeedGator<sup>™</sup>, WeedRazer<sup>™</sup>, рис. 2.2.4), грабли (WeedRaker<sup>™</sup>), вилы, а также различными электромеханическими устройствами, как под управлением человека (например, JensonLakeMower<sup>™</sup>, рис. 2.2.5), так и автономными, способными работать круглосуточно (WeedRoller<sup>™</sup>, LakeMaid<sup>™</sup>, BeachGroomer<sup>™</sup>, рис. 2.2.6, 2.2.7).

Удаление макрофитов из водоема значительно влияет на его трофический статус и позволяет снизить до 47% общую биогенную нагрузку на озеро. Например, в США изучалось влияние сбора макрофитов на состояние 32 озер, положительный результат был получен в 28 озерах. Кроме того, установлено оптимальное время для сбора растительности – до наступления старения биомассы, т.е. когда она максимальная (Прыткова, 2002).

Существуют специализированные плавающие комбайны, а также комбайны-амфибии (AquariusSystems<sup>™</sup>, TRUXOR<sup>™</sup>, MOBITRAC<sup>™</sup>), для удаления водных и прибрежных растений (рис. 2.2.8, 2.2.9).





*Рис. 2.2.3. Пример использования средств механического удаления водных растений на озере (www.lakemower.com)*

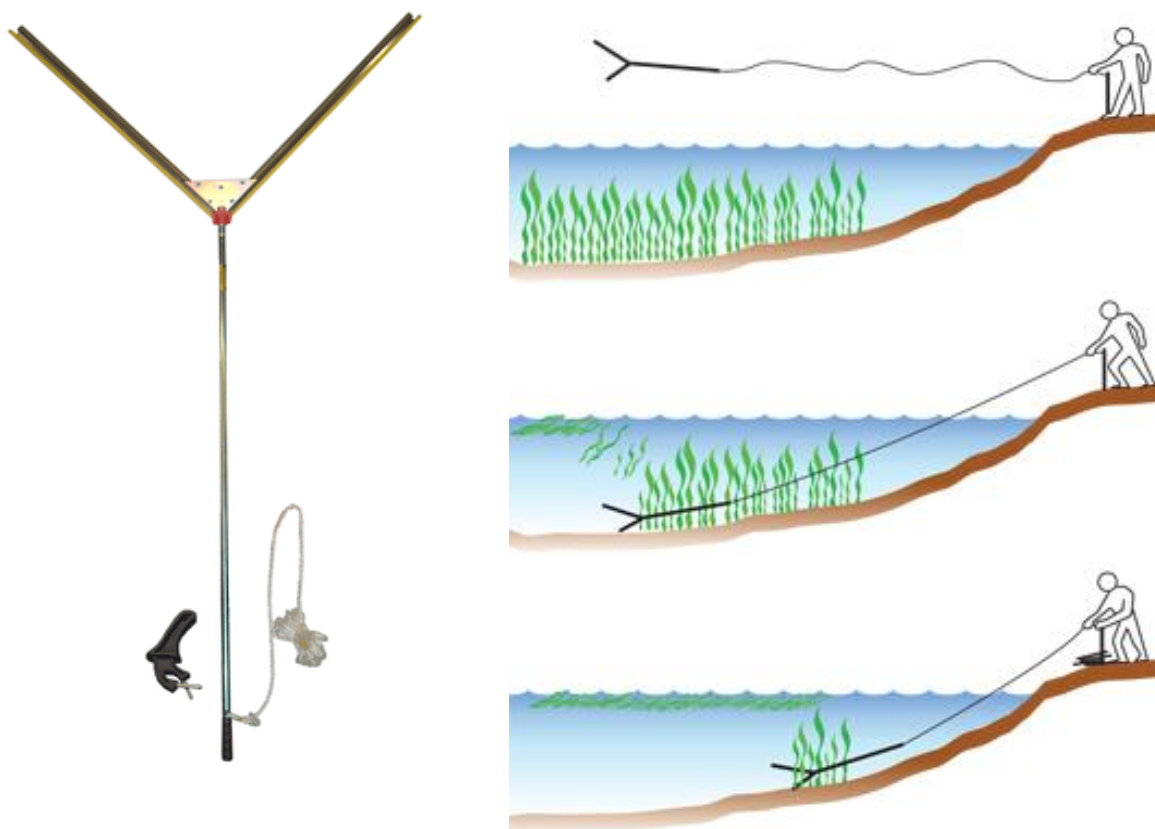


Рис. 2.2.4. Внешний вид и схема применения WeedRazer™ на водоеме  
([www.weedrazers.com](http://www.weedrazers.com))



Рис. 2.2.5. Внешний вид и применение JensonLakeMower™ на водоеме  
([www.lakemower.com](http://www.lakemower.com))



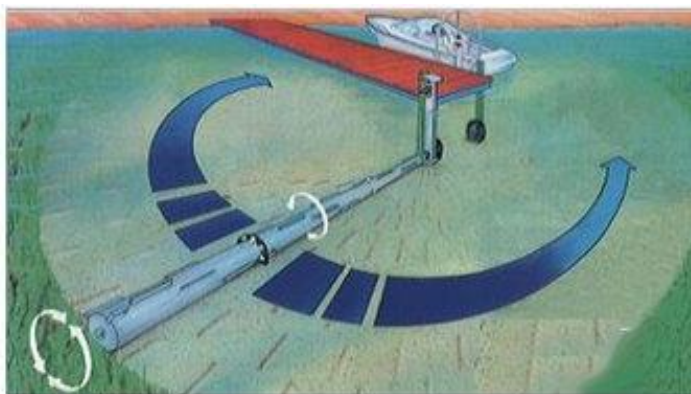


Рис. 2.2.6. Техническое средство регулирования роста водорослей в автоматическом режиме WeedRoller™ ([www.weedroller.com](http://www.weedroller.com))

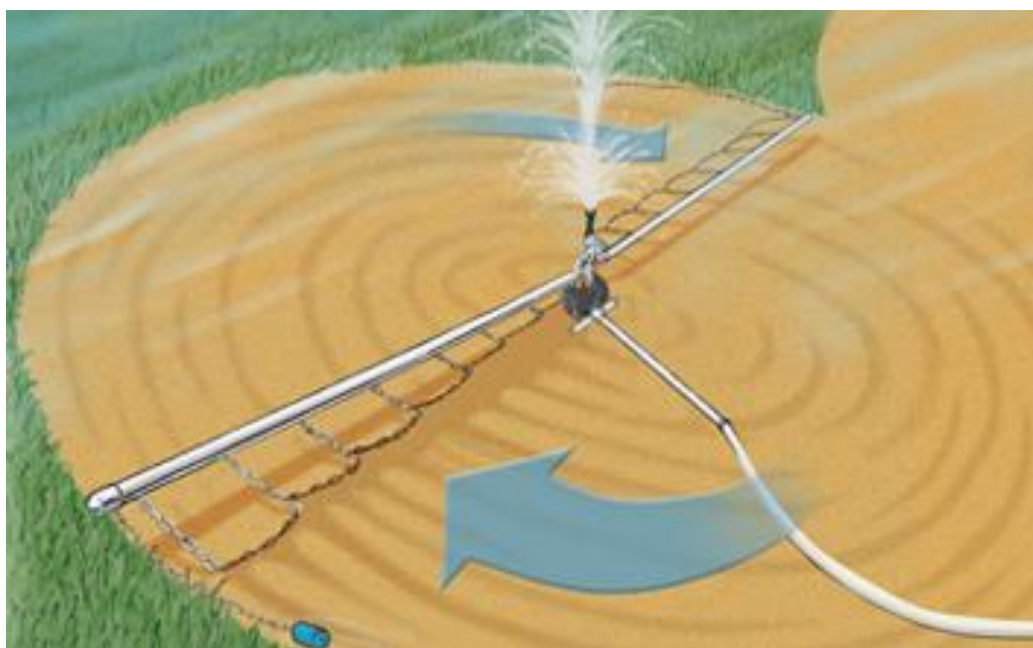


Рис. 2.2.7. Техническое средство регулирования роста водорослей в автоматическом режиме BeachGroomer™ ([www.beachgroomer.com](http://www.beachgroomer.com))





*Рис. 2.2.8. Комбайн для сбора водных растений AquariusSystems™ 320 серии  
([www.aquarius-systems.com](http://www.aquarius-systems.com))*



*Рис. 2.2.9. Комбайн-амфибия для удаления прибрежной растительности  
TRUXOR™ ([www.truxorusa.com](http://www.truxorusa.com))*

К простым физическим методам можно отнести способ борьбы с «цветением» водоемов при помощи **искусственного затенения**, создаваемого либо искусственной преградой, либо растворением в водной толще специального колоранта.

Первый способ предполагает создание барьера на поверхности воды, препятствующего проникновению солнечного света, например при помощи черного полиэтилена частично распределенного по акватории или специального материала на определенном расстоянии от нее (рис. 2.2.10). Полиэтилен имеет плотность меньше чем у воды ( $0,92 \text{ г/см}^3$ ), вследствие чего обеспечивается его плавучесть, использование якорных устройств, препятствует его смещению. (Cooke, 2005), необходимый эффект достигается при применении около месяца. В силу специфики использования данный метод не нашел широкого применения.



*Рис. 2.2.10. Применение искусственного затенения над частью водоема, Невада, США (Principles of design..., 2011)*

Схожих целей можно добиться при помощи прибрежной древесно-кустарниковой растительности. Затенение, создаваемое таким образом,



является не сплошным и сильно зависит от густоты кроны деревьев, т.е. это лишь дополнительная мера, препятствующая интенсивному развитию водных растений, особенно на литорали.

В качестве примеров специализированных колорантов можно привести PureBlue<sup>™</sup> (рис. 2.2.11) и AquaShade<sup>™</sup>. Основой красителей являются безопасные для окружающей среды красители: синий E133 (Acid Blue 9 –  $C_{37}H_{34}N_2Na_2O_9S_3$ ) и желтый E102 (Acid Yellow 23 –  $C_{16}H_9N_4Na_3O_9S_2$ ).



Рис. 2.2.11. Пример применения колоранта PureBlue<sup>™</sup> для коррекции состояния водоема ([www.organicpond.com](http://www.organicpond.com))

Помимо создания искусственного затенения, препятствующего протеканию процесса фотосинтеза и как следствие развитию водорослей, применение этих препаратов позволяет добиться эстетически приятного синего оттенка для водоема.

К числу физических методов контроля развития водных растений можно отнести мероприятия по **искусственному регулированию уровня** **режима** водоема. Частичный или полный спуск воды из водоема, выполняемый в рамках данной процедуры, в первую очередь является результативным механизмом управления численностью высших водных растений (McComas, 2003); считается, что этот метод может являться эффективным мероприятием и для борьбы с «цветением» водорослей фитопланктона.

Регулирование уровня относится к числу недорогих методов. Осушение водоема также можно совместить с другими восстановительными процедурами: выемкой донных отложений, биоманипулированием и т.д.

Основной механизм действия данного метода состоит в том, что в результате понижения уровня воды, растения и их корневая система оказываются на воздухе, в результате чего происходит их высыхание. Также губительным для растений являются высокие или низкие температуры при выполнении процедуры в летнее или зимнее время соответственно, причем последний вариант считается наиболее эффективным. К преимуществам осуществления сработки водоема в предзимний период можно также отнести отсутствие распространения по открытым участкам донных отложений наземных растений и некоторых гидрофитов, а также минимизацию помех для рекреационной деятельности. Кроме того в весенний период наполнение спущенного водоема произойдет наиболее быстрыми темпами (Cooke, 2005).

Необходимо учитывать, что растения по-разному реагируют на колебания уровня воды: некоторые виды уменьшают свою численность, а отдельные представители, напротив, увеличивает свое обилие. Поэтому в водоемах с разнообразным растительным составом варианты осуществления этой процедуры (осушение и зимняя сработка, осушение и летняя сработка) могут

формировать оптимальные условия для развития одних видов и неблагоприятные для других, даже в пределах одного рода (табл. 2.2.1). Поэтому можно рекомендовать чередование вариантов осуществления этого метода.

Табл. 2.2.1. Характер поведения некоторых видов водных растений при сработке водоемов: в течение целого года (Г), зимней (З), летней (Л) (Cooke, 2005)

№	Наименование растения	Г	З	Л
<i>Обычно увеличивающие численность</i>				
1.	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Очереднопыльник филоксеровый)	+	+	+
2.	<i>Hydrilla verticillata</i> (Гидрилла мутовчатая)		+	
3.	<i>Leersia oryzoides</i> (Леерсия рисовидная)		+	+
4.	<i>Najas flexilis</i> (Наяда гибкая)	+	+	+
5.	<i>Polygonum coccineum</i> (Горец земноводный)		+	+
6.	<i>Potamogeton epihydrus</i> (Рдест)		+	
7.	<i>Scirpus validus</i> (Камыш сильный)		+	+
<i>Обычно сокращающие численность</i>				
1.	<i>Brasenia schreberi</i> (Бразения Шребера)		+	+
2.	<i>Cabomba caroliniana</i> (Кабомба каролинская)		+	+
3.	<i>Ceratophyllum demersum</i> (Роголистник темно-зеленый)	+	+	+
4.	<i>Egeria densa</i> (Эгерия густолиственная)		+	+
5.	<i>Myriophyllum</i> spp. (Уруть)		+	+
6.	<i>Najas guadalupensis</i> (Наяда гваделупская)	+	+	
7.	<i>Nuphar</i> spp. (Кубышка)		+	+
8.	<i>Nymphaea odorata</i> (Кувшинка душистая)			+
9.	<i>Potamogeton robbinsii</i> (Рдест Роббинса)		+	
<i>Не изменяющие численность или с неоднозначной реакцией</i>				
1.	<i>Eichhornia crassipes</i> (Эйхорния отличная)			
2.	<i>Elodea canadensis</i> (Элодея канадская)			
3.	<i>Typha latifolia</i> (Рогоз широколистный)			

Отсутствие возможности существенного регулирования уровня режима преимущественно связано с особенностями хозяйственного



использования водоема: использование для питьевого водоснабжения, энергетики, высокая рекреационная значимость и т.п. Проблемы также могут возникнуть при необходимости минимизировать негативные последствия для сообществ гидробионтов (в первую очередь бентоса и ихтиофауны).

К числу наиболее эффективных физических методов относится инновационная **технология ультразвукового воздействия** на водную толщу и содержащихся в ней водоросли. Для этих целей в мировой практике в настоящее время широко используются ультразвуковые излучатели (рис. 2.2.12), такие как SonicSolutions<sup>™</sup> (США) и LG Sonic<sup>™</sup> (Нидерланды). Ультразвуковые приборы успешно эксплуатируются в США, Канаде, Китае, Новой Зеландии, Нидерландах, Франции, Чили и Японии.

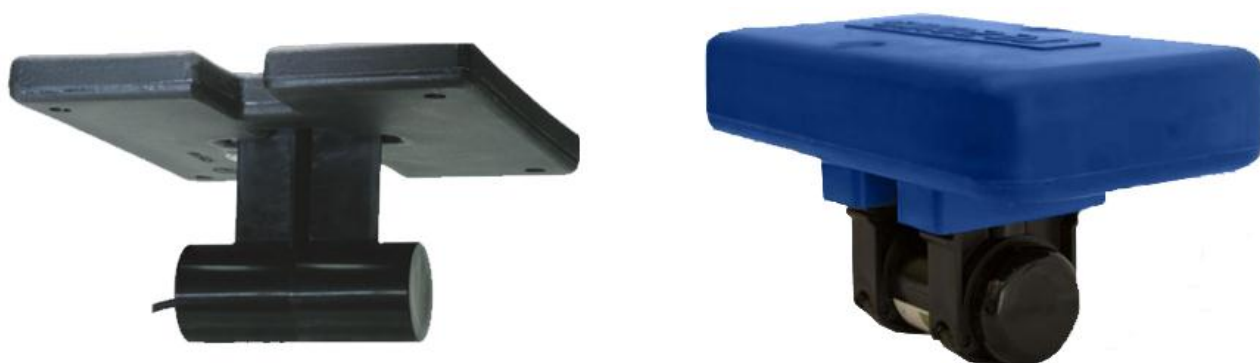


Рис. 2.2.12. Ультразвуковые излучатели SonicSolutions<sup>™</sup> и LG Sonic<sup>™</sup>

Как показал опыт работы с данными приборами, ультразвуковые излучатели, установленные на водоеме, решают две основные задачи: уничтожают синезеленые водоросли (рис. 2.2.13, 2.2.14) и блокируют возможность последующего развития водорослей в водоеме.

Преимущества применения данного метода далее рассмотрены на примере приборов серии SonicSolutions<sup>™</sup> (SS, [www.sonicsolutionsllc.com](http://www.sonicsolutionsllc.com)).

Ультразвуковое излучение приборов SS ограничивает рост большинства планктонных, нитевидных водорослей, а также мешает образованию биопленки. В зависимости от модели приборов (модельный ряд от SS100 до SS600) диапазон воздействия ультразвука на синезеленые водоросли составляет

от 200 до 700 метров (рис. 2.2.15). Ультразвуковые частоты излучаются в воду в диапазоне частот от 20 до 60 кГц, потребляемая мощность составляет 25 Вт от сети 220 вольт переменного тока или 24 вольта постоянного. Вес прибора с излучателем не превышает 8,5 килограмм.

Как показывают испытания всего модельного ряда приборов от SS100 до SS600, ультразвуковое излучение эффективно воздействует на водоросли и не наносит вреда другим сообществам водоема, а также рыбам, водоплавающим птицам и людям. Все приборы SS100-SS600 соответствуют стандартам безопасности здравоохранения и защиты окружающей среды (сертификат NSF/ANSI 61).

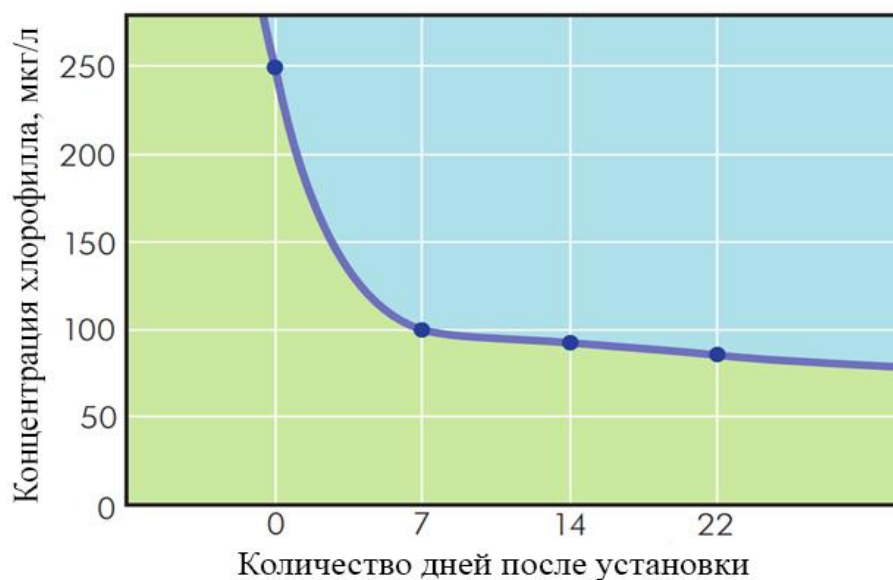


Рис. 2.2.13. Снижение концентрации хлорофилла под действием ультразвуковых волн SS ([www.sonicsolutionsllc.com](http://www.sonicsolutionsllc.com))

Уничтожение колоний синезеленых и зеленых водорослей с предупреждением их повторного развития осуществляется путем ультразвукового воздействия на всю толщу водоема. Для этой цели предусматривается установка по акватории водного объекта ряда ультразвуковых излучателей в зависимости от морфометрических параметров водоема (минимальная глубина водоема для установки – 60 см).

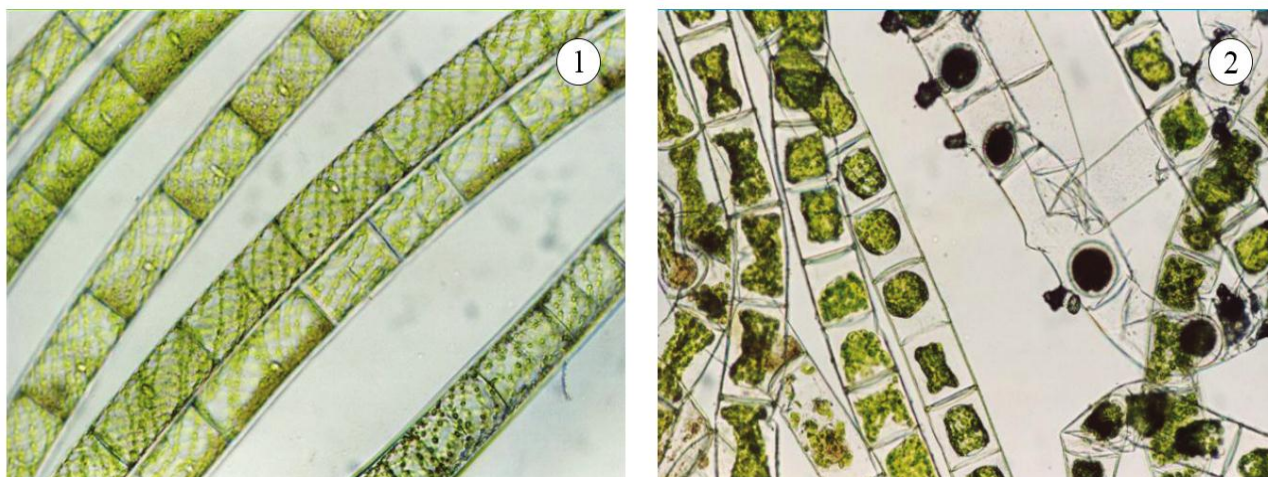


Рис. 2.2.14. Последствия воздействия ультразвуковых волн на водоросли:  
1 – исходное состояние клеток, 2 – через две недели ([www.sonicsolutionsllc.com](http://www.sonicsolutionsllc.com))

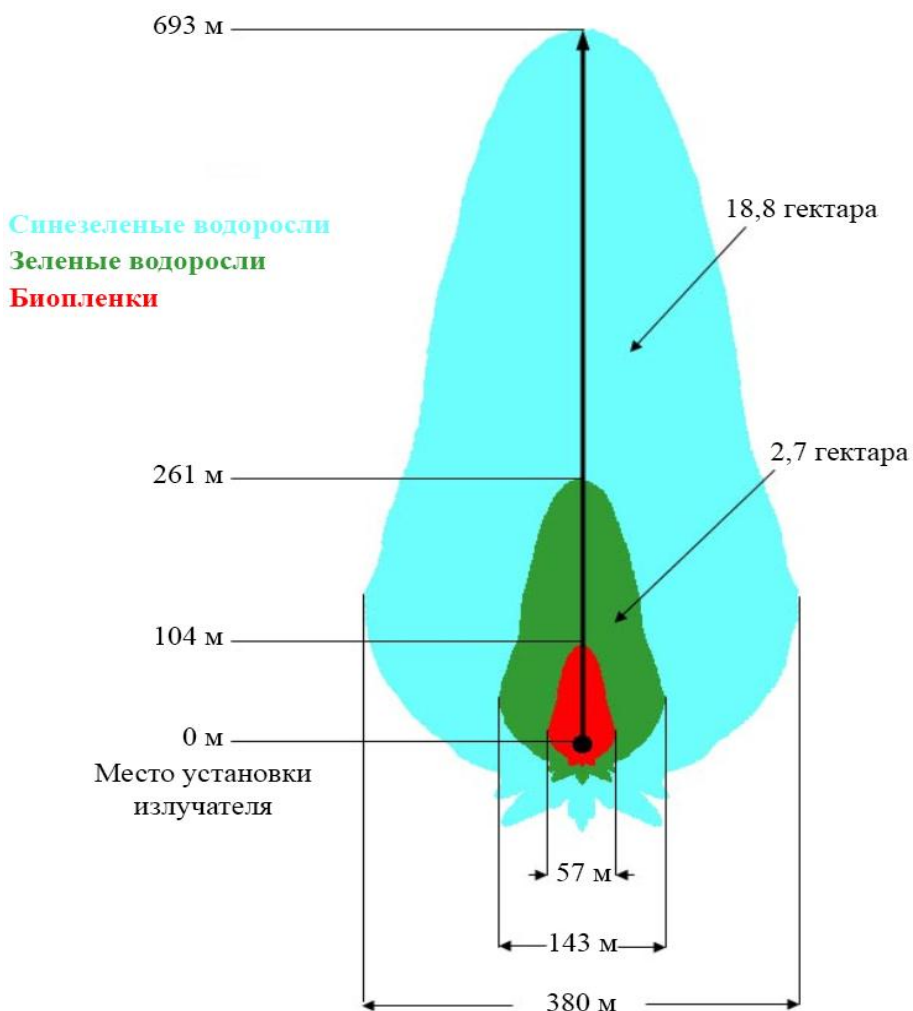


Рис. 2.2.15. Области воздействия ультразвукового излучателя SS600  
([www.sonicsolutionsllc.com](http://www.sonicsolutionsllc.com))

Ультразвуковой прибор SS600 является самым мощным инструментом в линии приборов SS применяемых для регулирования роста водорослей в водоеме и их уничтожения. Эффективный диапазон воздействия прибора на водоросли составляет примерно 700 метров, что позволяет использовать SS600 на очень больших прудах и озерах.

Основными особенностями SS600 являются:

- могут работать в течение 24 часов в сутки;
- безопасны для других обитателей водоема;
- могут скрытно устанавливаться под поверхностью воды;
- имеют малое энергопотребление – менее 50 Вт, 220 или 24 В;
- могут использоваться в автономном режиме с солнечными панелями.

На рис. 2.2.16 приведена схема расположения приборов SS с указанием зон покрытия акватории озера ультразвуковым излучением в зависимости от морфометрических характеристик водоема.

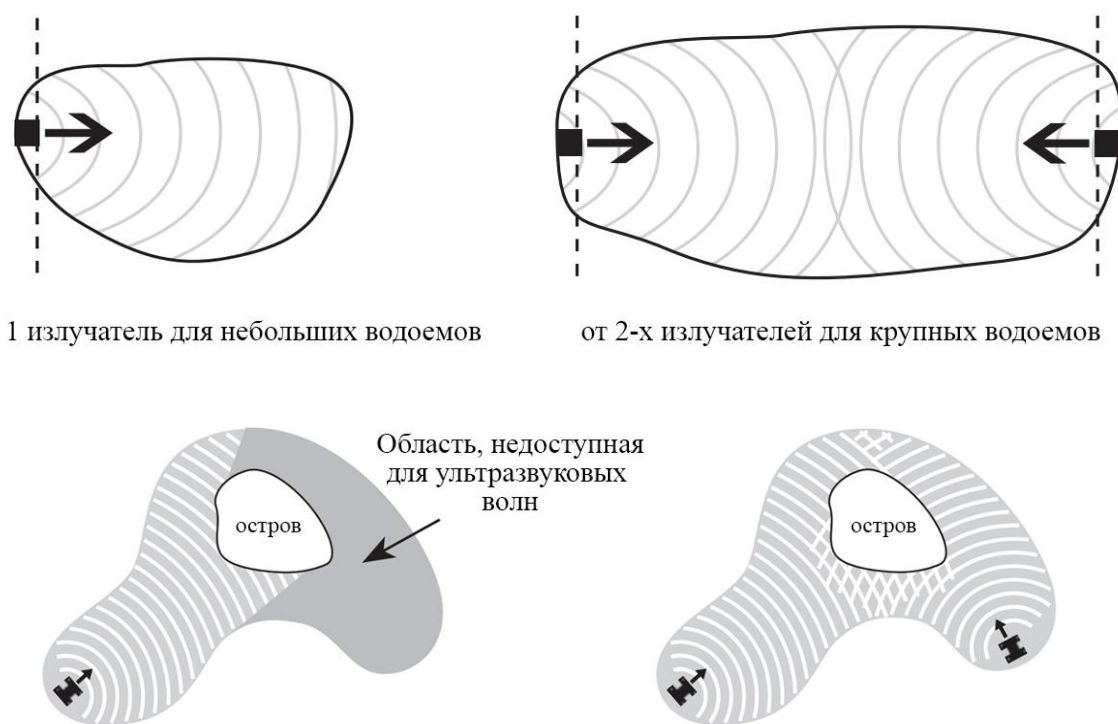


Рис. 2.2.16. Варианты расположения ультразвуковых излучателей, в зависимости от морфометрических характеристик водоема и наличия препятствий ([www.sonicsolutionsllc.com](http://www.sonicsolutionsllc.com))

Процедуре размещения ультразвуковых излучателей на водоеме предшествует ряд подготовительных мероприятий:

- Проведение инженерно-геологических работ по обследованию мест установки ультразвуковых излучателей;
- Определение характеристик грунтов для обустройства точек расположения укрытий излучателей в прибрежной зоне озера;
- Составление и согласование проекта по установке ультразвуковых излучателей на водоеме, включая прокладку дополнительных кабелей питания устройств и установки системы сигнализации;
- Непосредственная установка излучателей с защитой, шеф-монтажом и настройкой.

**Химические методы.** К категории химических методов относится **применение альгицидов и гербицидов** для борьбы с нежелательным «цветением» и массовым развитием высшей водной растительности. В литературе для этих целей отмечается использование таких веществ как: сульфат меди, хелаты меди, эндотал, дикват, флуридон, 2,4-Д, глифосат, триклопир.

Использование химических веществ для контроля водной растительности имеет довольно продолжительную историю, так сульфат меди стали активно использовать для этой цели уже с начала XX века. Для водорослей токсичными в первую очередь являются ионы  $\text{Cu}^{2+}$ , хотя токсичными могут быть и другие формы, например медь-гидроксильные комплексы. Медь вызывает подавление процессов фотосинтеза, потребления фосфора и фиксации азота. Синезеленые водоросли являются особенно чувствительной группой, подавление их активности наблюдается при достаточно низкой концентрации меди в 5-10 мкг/л.

На доступность ионов меди влияют различные факторы: осаждение (в форме малахита, оксида, сульфида), адсорбция на взвешенных частицах, образование неорганических комплексов, а также комплексов с гуминовыми и

фульвокислотами и т.п. Вследствие этого, необходимая доза  $\text{CuSO}_4$  может отличаться в зависимости от особенностей водоема. Кроме того, важным фактором является pH и буферная емкость воды. В водах с высокой щелочностью и pH требуется внесение более высоких доз сульфата меди. Также отмечается, что медь менее токсична в жесткой воде, т.к. выпадает в осадок в виде дигидрокарбоната (Cooke, 2005).

В таблице 2.2.2 приведены особенности применения некоторых химических веществ для борьбы с нежелательным «цветением» и массовым развитием высшей водной растительности.

Табл. 2.2.2. Особенности применения альгицидов и гербицидов для контроля нежелательных растений (Lembi, 2003)

Группа растений	Вещество <sup>1</sup>	Дозировка <sup>2</sup>	Ограничения <sup>3</sup>
Водоросли (одноклеточные, нитчатые, харовые)	Сульфат меди (25% Cu)	~1 г/м <sup>3</sup>	Не применяется при разведении лососевых рыб
	Хелаты меди (Cutrine Plus, Algae Pro, Captain, K-Tea)	Варьирует в зависимости от химической формулы	Не применяется при разведении лососевых рыб
	Эндотал (Hydrothal 191 жидк., гран.)	0,2-3,4 мл/м <sup>3</sup> 0,8-4,9 г/м <sup>3</sup>	P = 3 дня; О, П, Ж = 7-25 дней
Погруженные растения (рдест, наяда, элодея)	Эндотал (Aquathol K жидк., Aquathol Super K гран.)	1,8-4,0 мл/м <sup>3</sup> 9,9-19,9 г/м <sup>3</sup>	P = 3 дня; О, П, Ж = 7-25 дней
	Дикват (Reward)	0,9-1,9 мл/м <sup>2</sup>	О = 1-5 дней; П = 1-3 дней; Ж = 1 день
	Флуридон (Sonar, Avast)	Варьирует в зависимости от химической формулы	О = 7-30 дней; Не применяется ближе 400 м от питьевого водозабора

Группа растений	Вещество <sup>1</sup>	Дозировка <sup>2</sup>	Ограничения <sup>3</sup>
Погруженные растения (уруть колосистая, роголистник)	2,4-Д (Navigate)  Флуридон (Sonar, Avast)	11,2-22,4 г/м <sup>2</sup>  То же	Не применяется для вод, используемых для О, П То же
Погруженные растения (уруть колосистая)	Триклопир (Renovate 3)	2,2-7,1 мл/м <sup>3</sup>	Особое внимание необходимо обратить на требования к минимальному расстоянию до водозаборов
Плавающие незакрепленные растения (ряска, вольфия)	Дикват (Reward) совместно с ПАВ Флуридон (Sonar AS, Avast)	0,94 мл/м <sup>2</sup> ;  0,2-0,4 мл/м <sup>2</sup>	То же  То же
Плавающие укореняющиеся растения (кувшинка, кубышка)	Глифосат (Rodeo, Aqua Neat, Eagle) совместно с ПАВ Триклопир (Renovate 3) совместно с ПАВ	Индивидуальный подбор  0,5-1,9 мл/м <sup>2</sup>	Не применяется ближе 800 м от питьевого водозабора То же
Полупогруженные растения (большинство растений, включая рогоз, дербенник, ивы, злаки)	Глифосат (Rodeo, Aqua Neat, Eagle) совместно с ПАВ	Индивидуальный подбор	То же
Полупогруженные растения (дербенник иволистный, людовigia пеплоидная)	Триклопир (Renovate 3) совместно с ПАВ	1,4-1,9 мл/м <sup>2</sup>	Необходимо минимизировать распыление над открытой водой

Примечание. <sup>1</sup>В скобках приведено коммерческое название. <sup>2</sup>Дозировка на единицу площади акватории или объем воды; для каждого отдельного вида растений может быть индивидуальной; форма внесения: жидк. – жидкость, гран. – гранулированный. <sup>3</sup>Ограничения по применению для различных типов водопользования: Р – рыболовство; О – орошение; Ж – вода для поения скота; П – питьевая вода для людей. В случае указания диапазона временного ограничения водопользования (например, 7-25 дней), время зависит от дозы. Дозировки и ограничения могут варьировать в зависимости от особенностей государственных и региональных нормативов и требований к применению пестицидов, а также от химической формы (чистоты), того или иного пестицида.

**Биологические методы.** К биологическим методам снижения последствия эвтрофирования можно отнести **применение ячменной соломы** (*Hordeum vulgare*) в качестве ингибитора развития водорослей фитопланктона. Апробация в разных странах продемонстрировала эффективность метода для борьбы с «цветением» воды без каких-либо нежелательных последствий. Наиболее широкое применение данный метод нашел в Великобритании и США, где с его помощью удалось улучшить качество воды в прудах, озерах и водохранилищах.

Теоретической основой метода является то, что при разложении соломы в воду выделяются вещества, ингибирующие развитие водорослей – различные окисленные фенольные соединения (продукты разложения лигнина) и некоторые другие (табл. 2.2.3). Необходимым условием применения метода является свободный доступ кислорода, который необходим для бактериальной деструкции растительного материала (Русанов, Станиславская, 2007).

Табл. 2.2.3. Некоторые химические вещества, образующиеся при разложении ячменной соломы (Everall, Lees, 1997)

Наименование вещества
1-метилнафталин
2-(1,1)-диметилэтилфенол



Наименование вещества
(1,1-диметилэтил)-4-метоксифенол
2,6-диметокси-4-(2-пропенил)-фенол
2,3- дигидробензофуран
5,6,7,7а-тетрагидро-4,4,7а-триметил-2(4н) бензофуранон
1,1,4,4-тетраметил-2,6- бис(метилен) циклогексан
уксусная кислота
2-метилмасляная кислота
3-метилмасляная кислота
капроновая кислота
гептановая кислота
октановая кислота
нонановая кислота
декановая кислота
додекановая кислота
тетрадекановая кислота
пальмитиновая кислота
другие вещества

Ячменную солому предпочтительнее вносить в теплое время года, непосредственно перед началом массового развития водорослей, в количестве 25-400 г/м<sup>3</sup> или 25-50 г/м<sup>2</sup> (Butler et al., 2005). Близкие значения дозы внесения соломы при расчете на объем водоема и на единицу его акватории объясняются тем, что в интенсивно «цветущем» водоеме глубина фотической зоны не велика и составляет в среднем 1-2 метра.

К биологическим методам борьбы с нежелательными водными растениями относится и использование растительноядных животных. Для этого используют животных различной таксономической принадлежности: моллюсков, ракообразных, насекомых, рыб, птиц, земноводных и пресмыкающихся. Наиболее широкое распространение получил метод с применением белого амура (*Ctenopharyngodon idella*). В основном используются специально разводимые триплоидные особи, не способные оставить потомство.

### **Вопросы для самоконтроля:**

1. Использование в качестве восстановительных мероприятий биологических методов. Теория «трофического каскада». Пример естественной трофической сукцессии. Приемы биоманипулирования.
2. Использование биофильтров, применение специализированных микробных сообществ, биоремедиация, альголизация.
3. Процессы естественного самоочищения: физические, физико-химические, химические и биологические процессы. Структурно-функциональные блоки гидробиологического механизма самоочищения водных экосистем: фильтры, насосы, мельницы.
4. Экологические группы водных растений. Основные проблемы, связанные с чрезмерным развитием макрофитов.
5. Методы, применяемые для регулирования роста нежелательных водных растений (физические, химические, биологические).

## **Тема 10. Подходы к восстановлению речных экосистем**

**Аннотация:** Рассматриваются подходы к восстановлению речных экосистем на примере стран Западной Европы.

**Ключевые слова:** восстановление рек.

**Методические рекомендации по изучению темы:**

Необходимо изучить лекционный материал с определениями основных понятий. После этого следует ответить на контрольные вопросы.

**Источники информации:**

1. Сборник избранных докладов IV Международной конференции Европейского центра восстановления рек «Восстановление рек 2008» (Италия, Венеция, о. Сан Серволо, 16-19 июня 2008 г.) перевод с англ. / Под науч. ред. Н.Б. Прохоровой. – Екатеринбург: ФГУП РосНИИВХ, 2011. – С. 13-66.

Правительства и общественность по всему миру стоят перед проблемой растущего спроса на водные ресурсы и увеличивающегося освоения земель вдоль ручьев, рек и водно-болотных угодий. Недавний анализ проектов восстановления рек показал, что многие из них отличаются отсутствием четких целей, представлений о функционировании системы и отсутствием мониторинга. Определены пять обязательных условий для восстановления рек: 1) проектирование, направленное на создание образа более динамичной, здоровой реки; 2) возможность измерения экологических результатов проекта; 3) способность к самовосстановлению и гибкости по отношению к внешним изменениям должны обеспечиваться минимальными усилиями после реализации проекта; 4) экосистеме реки не должно быть нанесено значительного ущерба; 5) должны быть проведены как предварительная, так и последующая оценки результатов проекта, доступные широкой общественности. Эти условия могут улучшить результаты восстановления рек и обеспечить их измерение.

Река – это открытая экосистема, ее динамика зависит от гидрологических колебаний и реакции органической материи на загрязняющие вещества, поступающие с водосбора. Это поступление, в свою очередь, зависит от климата, геоморфологии бассейна, характеристик экосистемы, урбанизации, промышленного загрязнения, сельскохозяйственной практики и модификаций мест обитания речной долины.

Ключом к эффективному восстановлению экологических процессов, которые поддерживают биологическое разнообразие, является системный подход, учитывающий взаимосвязи между всеми перечисленными компонентами.

В основе восстановления рек лежат три принципа экогидрологии:

1. Гидрологический – количественная оценка гидрологических и гидрогеологических процессов в масштабе бассейна.
2. Экологический – основа восстановления жизнеспособности экосистемы реки.

3. Экотехнологический – применение ноу-хау (двойное регулирование), восстановление жизнеспособности системы «реки – биоценоз» с помощью гидрологии и *vice versa*, управление функциями и структурой биоты.

Дополнительно нужно учитывать следующее при восстановлении рек:

- Экологическое восстановление рек – это проектирование экологически полноценного будущего.

- Главным приоритетом управления рекой является сохранение здоровых, функционирующих компонентов экосистемы.

- Экологическое восстановление речных экосистем опирается на восстановление динамизма реки и исключение практики ужесточения и ограничения природных физических и биологических изменений.

- При восстановлении рек должны внедряться практики, которые основаны на фундаментальных свойствах бассейна реки, а не те, которые ориентируются на локальные участки.

- Восстановление реки должно проводиться по проектам с последующим мониторингом, быть адаптировано для различных уровней управления, взаимодействующих между собой для создания речной экосистемы.

- При управлении рекой нужно прогнозировать развитие территории и определять альтернативные стратегии в качестве основы управления.

Экологическое восстановление, по своей сути, есть проектирование экологически правильного и более приспособленного для проживания населения будущего. Оппоненты восстановления часто критикуют восстановление как попытку вернуть экосистему к прошлому положению, в основном, «перевести часы назад». Ученые-водники и менеджеры рек иногда также разделяют это ошибочное представление. Но пытаться вернуться к прошлому состоянию невозможно и, более того, бессмысленно это делать, так как речные экосистемы постоянно приобретают новую форму и адаптируются к прошедшим изменениям. В практической работе пытаются следовать будущим изменениям, которые создают разнообразные, продуктивные местные сообщества, динамичные речные русла и поймы и могут поддерживать эти

сообщества. Проектируются практические мероприятия, соответствующие естественным процессам, посредством которых река поддерживает и восстанавливает себя. Мы способствуем развитию тех характеристик рек, которые обеспечивают жизнь экосистемы, а для населения - чистые и обильные поверхностные и подземные воды, доставляющие эстетическое удовольствие, места для обитания водных и наземных сообществ. Процесс восстановления, по своей сути, основан на прогнозе тенденций, поэтому прогноз взаимосвязей социума и обеспечивающих его экосистем и ресурсов является сложной проблемой.

#### **Вопросы для самоконтроля:**

1. Перечислите основные условия для успешного восстановления рек.
2. Три принципа экогидрологии, применяемые для восстановления рек.

### **Контрольные задания**

1) Составьте и заполните сравнительную таблицу по рассмотренным вариантам оздоровительных мероприятий (постройка и модернизация очистных сооружений, внесение солей алюминия, железа, кальция, препаратов на основе глинистых минералов (Phoslock), оксигенация и аэрация, разрушение стратификации (искусственное перемешивание), окисление донных отложений, изоляция донных наносов, изъятие вод гиполимниона, внешнее удаление фосфора, выемка донных отложений, биоманипулирование, отсутствие вмешательства и т.д.). По каждому мероприятию отметьте следующие пункты:

- «Экологичность», отсутствие последствий для гидробионтов;
- Влияние на физико-химические условия в водоеме: pH, Eh, количество растворенного кислорода, миграционную способность элементов, появление токсических форм элементов.
- Быстрота наступления эффекта;
- Продолжительность эффекта;

- Частота применения мероприятия и/или необходимость постоянного выполнения мероприятия;
- Эффективность для глубоководных и мелководных водоемов;
- Простота осуществления;
- Степень проработанности и изученности метода;
- Стоимость мероприятий и эффективность затрат (соотношение затрат и полученного результата).

2) Приведите пример антропогенно нарушенного водного объекта, на котором отмечено применение оздоровительных мероприятий из рассмотренного перечня. Для водного объекта приведите географическое описание, характеристики гидрологического, гидрохимического режимов, причины возникновения проблемы, особенности и характеристики выполнения восстановительных мероприятий, эффективность и современное состояние проблемы. Работу необходимо представить в виде реферата, защита которого сопровождается с использованием презентации.

## Вопросы к экзамену

1. Перечислите основные естественные факторы, отвечающие за формирование физико-химических условий в водоеме.
2. Дайте характеристику основных современных проблем водных экосистем: поступление загрязняющих веществ, закисление, засоление, заиление.
3. Что такое эвтрофирование? Отличие антропогенного эвтрофирования от естественного.
4. Основные источники антропогенного эвтрофирования: населенные пункты, промышленное производство, сельское хозяйство, рекреация.
5. Причины возникновения эвтрофирования, возможные последствия.
6. Неблагоприятные последствия «цветения» водоемов. Основные факторы, определяющие биологическую продуктивность водоемов.
7. Цианобактериальные токсины, источники поступления, основные группы, неблагоприятные последствия их нахождения в природных водах.
8. Стехиометрический коэффициент Редфилда, использование для установления лимитирующих факторов эвтрофикации.
9. Что понимается под термином «восстановление водных экосистем»?
10. Приведите причины необходимости применения оздоровительных мероприятий на водоеме.
11. Перечислите основные группы фосфора в водоемах, способы их обнаружения. Наиболее важная группа фосфора, с точки зрения применения восстановительных процедур.
12. Восстановительные мероприятия, направленные на непосредственное снижение эмиссии фосфора в водоем. Защита от точечных и рассеянных источников воздействия.
13. Мероприятия, направленные на повышение удерживающей способности водосбора и очистку впадающих притоков перед их попаданием в водоем.

14. Снижение реакционной способности фосфора в водоеме. Принципы метода, варианты осуществления, применяемые реагенты (соли алюминия, железа, кальция), определение дозы внесения.
15. Особенности использования солей алюминия для процедур восстановления. Преимущества, происходящие процессы, важные факторы, возможные отрицательные последствия. Определение времени внесения реагентных добавок, причины выбора, последствия несвоевременного внесения.
16. Применение солей железа для процедур инактивации фосфора. Преимущества, метода, происходящие процессы, важные факторы, возможные отрицательные последствия для водных экосистем.
17. Реагентная очистка водоема при помощи солей кальция. Инактивация фосфора с использованием инновационных разработок (бентонитовая глина и модифицированные препараты на ее основе). Преимущества метода.
18. Восстановление благоприятных физико-химических условий в водоеме: аэрация и оксигенация. Решаемые задачи. Применяемые инженерные устройства. Разрушение и сохранение температурной стратификации: плюсы и минусы.
19. Окисление донных отложений и придонных слоев воды. Решаемые задачи. Применяемые химические препараты. Внесение нитратов, схема стимуляции микробной деятельности. Изоляция донных отложений.
20. Восстановительные мероприятия: изъятие вод гиполимниона, внешнее удаление фосфора. Решаемые задачи, варианты осуществления, возможные неблагоприятные последствия.
21. Причины ускоренного накопления донных отложений в водоемах. Изъятие донных отложений. Суть метода, цели драгирования. Неблагоприятные последствия. Технические средства для их минимизации.
22. Варианты осуществления изъятия донных наносов, применяемые инженерные устройства при сухой и подводной выемке грунта. Подводная



выемка донных отложений. Элементы рабочего оборудования плавучих земснарядов. Гидравлические и механические разрыхлители.

23. Использование пневматических насосов для выемки донных отложений, преимущества метода. Обработка изъятых донных отложений. Обезвоживание, целесообразность и варианты осуществления. Размещения изъятых отложений на берегу. Варианты дальнейшего использования и обезвреживания.
24. Использование в качестве восстановительных мероприятий биологических методов. Теория «трофического каскада». Пример естественной трофической сукцессии. Приемы биоманипулирования.
25. Использование биофильтров, применение специализированных микробных сообществ, биоремедиация, альголизация.
26. Процессы естественного самоочищения: физические, физико-химические, химические и биологические процессы. Структурно-функциональные блоки гидробиологического механизма самоочищения водных экосистем: фильтры, насосы, мельницы.
27. Экологические группы водных растений. Основные проблемы, связанные с чрезмерным развитием макрофитов.
28. Методы, применяемые для регулирования роста нежелательных водных растений (физические, химические, биологические).
29. Природные и антропогенные причины закисления водоемов. Проблемы водных экосистем, связанные с ацидификацией.
30. Методы, применяемые для оздоровления закисленных водоемов (известкование озер, почв водосбора и гидрографической сети, биологическая нейтрализация).

## Общий глоссарий

**Альголизация** – процедура, основанная на внесении в водоем штамма зеленой водоросли *Chlorella vulgaris*, что должно приводить к коррекции альгоценоза в сторону увеличения доли зеленых и снижения количества синезеленых водорослей.

**Антропогенное воздействие** – любой вид хозяйственной деятельности человека в его отношении к природе.

**Антропогенный экологический регресс** – состояние биоценоза, характеризующееся уменьшением разнообразия и пространственно-временной гетерогенности, упрощением межвидовых отношений, временной структуры, трофических цепей.

**Ацидификация (закисление)** – увеличение кислотности (уменьшение величины водородного показателя – pH) природных компонентов (воды, почвы); происходящее вследствие применения кислых минеральных удобрений и выпадения кислых осадков.

**Аэрация** – мероприятие для восстановления нормального кислородного режима в водоеме, осуществляемое при помощи насыщения водной толщи воздухом.

**Аэротенк** – сооружение для аэробной биологической очистки больших количеств сточных вод. Аэротенки представляют собой емкостные проточные сооружения со свободно плавающим в объеме обрабатываемой воды активным илом, бионаселение которого использует загрязнения сточных вод для своей жизнедеятельности.

**Бентонит** – природный глинистый минерал (назван по месторождению Бентон, США). Используется в качестве сорбента для инактивации фосфора в водоеме.

**Биоаугментация** – внесение специализированных микробных сообществ, усиливающих процессы биodeградации.

**Биоманипулирование** – это экотехнологическое решение по оздоровлению водоемов, в котором используются манипуляции с трофическими цепями.

**Биотрубация** – совокупность нарушений в донных отложениях, вызванных деятельностью живых организмов: норы, ходы, следы копания и ползания, а также переработка минерального материала в результате прохода его через желудок организмов.

**Биофильтр** – распространенная технология очистки вод, как в составе системы доочистки после очистных сооружений, так и в качестве самостоятельной фильтрующей системы. Технология предусматривает создание искусственных ветландов, или биоплато, которые представляют собой блоки с почвенно-грунтовой смесью и водными растениями. Они устанавливаются в прибрежной зоне в точках поступления в водоем поверхностного стока и осуществляют очистку поступающей воды.

**Водосборный бассейн** – площадь, с которой поверхностные воды стекают в данную реку, озеро, море.

**Восстановительная экология** – раздел прикладной экологии, ориентированный на восстановление поврежденных, деградировавших или разрушенных экосистем, преимущественно с помощью активных хозяйственных мероприятий.

**Габион** – это объемные конструкции прямоугольной формы, состоящие из металлической сетки и заполняемой природным камнем. Габионы применяются в качестве укрепляющей конструкции для защиты берегов от размывания.

**Геотубы** – это высокоэффективная фильтрующая тканая система для удержания загрязненных отходов, твердых осадков, шламов и т.д.

**Гиполимнион** – слой водной толщи, расположенный ниже слоя температурного скачка, характеризующийся слабым перемешиванием и незначительным изменением температуры с глубиной.

**Драгирование** – вид очистных и дноуглубительных работ на водотоках и водоемах, выполняемых с помощью землечерпательного снаряда.

**Засоление вод** – превышение обычной концентрации солей (для пресной воды – свыше 1 г/л, для солоноватой – более 10 г/л и соленой воды – свыше естественно имевшейся первоначальной концентрации солей) в крупных или малых водоемах, связанное с уменьшением их питания речными водами, наступлением морских вод (марши), загрязнением сточными водами с высоким содержанием различных солей.

**Изоляция донных отложений** – мероприятие по снижению внутренней нагрузки на водоем, предусматривающее создание искусственного защитного барьера между ними и водой.

**Инактивация фосфора** – удаление доступного фосфора из водной толщи и замедление обменных реакций между донными отложениями и придонными слоями воды.

**Коагуляция** – это слипание частиц коллоидной системы при их столкновениях в процессе теплового движения, перемешивания или направленного перемещения во внешнем силовом поле. В результате коагуляции образуются агрегаты – более крупные (вторичные) частицы, состоящие из скопления мелких (первичных). Первичные частицы в таких агрегатах соединены силами межмолекулярного взаимодействия непосредственно или через прослойку окружающей (дисперсионной) среды. Коагуляция сопровождается прогрессирующим укрупнением частиц и уменьшением их общего числа в объеме дисперсионной среды (жидкости). Слипание однородных частиц называется гомокоагуляцией, а разнородных – гетерокоагуляцией.

**Лентические экосистемы** (лат. *lentes* – спокойный) – озера и пруды – стоячие воды;

**Лотические экосистемы** (лат. *lotus* – омывающий) – родники, ручьи, реки – текущие воды;

**Наилучшая природоохранная практика** – наиболее эффективное и удачное, с экологической, экономической и социальной точки зрения, применение наилучшей существующей технологии, либо другой технологии, в

хозяйственной деятельности, с учетом национальных, региональных и местных особенностей.

**Неточечные (рассеянные) источники воздействия** – загрязнение принимающей воды происходит от рассеянных в водосборе источников. Типичным примером является попадание в поток несобранных стоков дождевых вод. Неточечные источники иногда называют также «диффузными» водами.

**Оксигенация** – мероприятие для восстановления нормального кислородного режима в водоеме, осуществляемое при помощи насыщения водной толщи кислородом.

**Отстойник** – сооружением механической очистки сточных вод, используется для удаления оседающих или всплывающих грубодисперсных веществ. Различают первичные отстойники, которые устанавливают перед сооружениями биологической или физико-химической очистки, и вторичные отстойники – для выделения активного ила или биотенки.

**Песколовки** – аппараты для осаждения примесей из сточных вод, предназначены для выделения из сточных вод тяжелых минеральных примесей (главным образом песка) крупностью свыше 0,2-0,25 мм при пропускной способности станции очистки сточных вод более 100 м<sup>3</sup>/сут.

**Стратификация вод** – разделение водной толщи водоема на слои различной плотности.

**Точечные источники воздействия** – стоки отходов в створ принимающей воды в конкретном месте, в такой точке, как канализационная труба или некоторые типы сливных каналов систем обогащения.

**Трофический каскад** – концепция в гидробиологии, когда водные сообщества рассматриваются как системы с восходящими трофическими уровнями. Первичные продуценты определяют состояние более высоких трофических уровней (контроль «снизу»), но также и хищничество консументов более высоких порядков создает каскад биотических воздействий,

направленный вниз и отвечающий за состояние экосистемы в целом (контроль «сверху»).

**Флотация** – процесс молекулярного прилипания частиц флотируемого материала к поверхности раздела двух фаз, обычно газа (чаще воздуха) и жидкости, обусловленный избытком свободной энергии поверхностных пограничных слоев, а также поверхностными явлениями смачивания.

**Цветение воды** – массовое развитие фитопланктона, вызывающее изменение цвета воды. Вызывается быстрым размножением водорослей в водоеме. Может произойти и в пресной, и в морской воде, но в основном наблюдается в пресных стоячих водах (пруды, бассейны, озера). Как правило, только один или небольшое число видов фитопланктона участвуют в конкретном цветении.

**Цианотоксины** – токсины выделяемые синезелеными водорослями (анатоксины, сакситоксины, микроцистины, нодулярины и т.д.).

**Эвтрофирование** – повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под воздействием антропогенных или естественных (природных) факторов. Процесс эвтрофирования ухудшает физико-химические условия среды обитания рыб и других гидробионтов за счет массового развития микроскопических водорослей и других микроорганизмов.

**Экологическая сукцессия** — в широком смысле определяется как смена одного сообщества другим в результате нарушений, произошедших на данном участке местности. Поскольку сукцессия может происходить на протяжении столетий, то для ее изучения довольно трудно проводить экспериментальные исследования. Поэтому экологи часто подменяют время пространством: участки различного возраста рассматриваются как различные стадии временного развития одного и того же участка, что не всегда бывает верно.

## Общий перечень информационных ресурсов

1. Бульон В.В. Структура и функция микробиальной «петли» в планктоне озерных экосистем // Биология внутренних вод. – 2002. – №2. – С. 5-14.
2. Ветошкин А.Г. Процессы и аппараты защиты гидросферы. Учебное пособие. – Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2004. – С. 15-19.
3. Драбкова В.Г., Прыткова М.Я., Якушко О.Ф. Восстановление экосистем малых озер. – СПб.: Наука, 1994. – 144 с.
4. Егоров А.Н. Инженерные методы оздоровления и восстановления водоемов (обзор зарубежных технических средств) // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Сборник трудов международной научно-практической конференции, г. Санкт-Петербург, 15-18 октября 2007 г. / Отв. ред. В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев. – СПб.: Лема, 2007. – С. 121-126.
5. Измайлова А.В. Зарубежный опыт восстановления внутренних водоемов (по материалам электронной базы данных «Озера Земли») // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Сборник трудов международной научно-практической конференции, г. Санкт-Петербург, 15-18 октября 2007 г. / Отв. ред. В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев. – СПб.: Лема, 2007. – С. 153-162.
6. Измайлова А.В., Ульянова Т.Ю. Возможности использования онлайновой базы данных «Озера Земли» для получения информации по негативным процессам, происходящим в водоемах // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Сборник трудов международной научно-практической конференции, г. Санкт-Петербург, 15-18 октября 2007 г. / Отв. ред. В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев. – СПб.: Лема, 2007. – С. 163-166.
7. Константинов А.С. Общая гидробиология. – М.: Высшая школа, 1986. – С. 20-55.
8. Митчелл П. 101 ключевая идея: Экология. – М.: ФАИР-Пресс, 2001. – С. 21-23.

9. Науменко М.А. Эвтрофирование озер и водохранилищ. – СПб.: РГГМУ, 2007. – С. 9-10.

10. Никитин О.В., Латыпова В.З., Степанова Н.Ю., Шуралев Э.А., Бравков А.П., Мухаметшина Е.Г., Халиуллина Л.Ю., Шибаев А.П. Эвтрофирование как фактор загрязнения Куйбышевского водохранилища цианотоксинами // Журнал экологии и промышленной безопасности. – 2012. – №3-4. – С. 98-100.

11. Никитин О.В., Степанова Н.Ю., Латыпова В.З., Курбангалеева К.Р. Оценка рисков для здоровья человека, связанных с воздействием цианотоксинов // Современные проблемы безопасности жизнедеятельности: настоящее и будущее. Материалы III Международной научно-практической конференции в рамках форума «Безопасность и связь». Часть II / Под. общ. редакцией д-ра техн. наук, проф. Р.Н. Минниханова. – Казань: ГБУ «Научный центр безопасности жизнедеятельности», 2014. – С. 787-794.

12. Остроумов С.А. О биотическом самоочищении водных экосистем. Элементы теории // Доклады академии наук. – 2004. – Т. 396. – № 1. – С.136-141.

13. Остроумов С.А. О самоочищении водных экосистем // Антропогенные влияния на водные экосистемы / Под ред. О.Ф. Филенко. – М.: Т-во научных изданий КМК, 2005. – С. 94-119.

14. Прыткова М.Я. Научные основы и методы восстановления озерных экосистем при разных видах антропогенного воздействия. – СПб.: Наука, 2002. – 148 с.

15. РД 52.24.620-2000. Охрана природы. Гидросфера. Организация и функционирование подсистемы мониторинга антропогенного эвтрофирования пресноводных экосистем. – М, Росгидромет, 2000. – С. 1-22.

16. Румянцев В.А., Драбкова В.Г., Кондратьев С.А. Проблемы и пути восстановления умирающих озер // Вода и экология. – 2000. – №2. – С. 70-74.

17. Сборник избранных докладов IV Международной конференции Европейского центра восстановления рек «Восстановление рек 2008» (Италия,



Венеция, о. Сан Серволо, 16-19 июня 2008 г.) перевод с англ. / Под науч. ред. Н.Б. Прохоровой. – Екатеринбург: ФГУП РосНИИВХ, 2011. – С. 13-66.

18. Укрепление берегов [Электронный ресурс] / Берегоукрепление. Укрепление берегов рек, водоемов, прудов. Укрепление береговых линий габионами и георешеткой. – Режим доступа: <http://www.road-stroy.ru/services/coast-guard>, 2011. – Загл. с экрана.

19. Хендерсон-Селлерс Б. Дестратификация как инструмент рационального водопользования // Инженерная лимнология. – Л.: Гидрометеиздат, 1987. – С. 281-303.

20. Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – С. 58-94.

21. Codd G.A. et al. Harmful Cyanobacteria. From mass mortalities to management measures // Harmful Cyanobacteria (aquatic ecology series) / Huisman J., Matthijs H.C.P., Visser P.M. (Eds.). – Springer: Dordrecht, 2005. – P. 1-25.

22. Cooke G.D. Restoration and management of lakes and reservoirs. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – 591 p.

23. Gulati R.D., Pires L.M.D., Van Donk E. Lake restoration studies: failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures // Limnologica. – 2008. – Vol. 38. – P. 233–247.

24. Hupfer M., Hilt S. Lake Restoration // Encyclopedia of Ecology / Jørgensen S.E., Fath B.D. (Eds.). – Amsterdam: Elsevier, 2008. – P. 2080-2093.

25. Jeppesen E. et al. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies // Freshwater Biology. – 2005. – Vol. 50, №10. – P. 1747-1771.

26. Klapper H. Technologies for lake restoration // Journal of Limnology. – 2003. – Vol. 62 (Suppl. 1). – P. 73-90.

27. Søndergaard M. et al. Lake restoration: successes, failures and long-term effects // Journal of applied ecology. – 2007. – Vol. 44. – P. 1095-1105.

28. Vlasblom W. Lecture notes on dredging equipment and technology [Электронный ресурс] / CEDA (Central Dredging Association). – Режим доступа: <http://www.dredging.org/content.asp?page=105>, 2003. – Загл. с экрана.

## Дополнительная и цитируемая литература

1. Авакян А.Б., Бойченко В.К., Салтанкин В.П. Вода и рекреация // Человек и природа. – М.: Знание, 1987. – С. 15-70.
2. Богданов В.М., Боровков В.С., Волшаник В.В. Очистка Большого пруда Московского Зоопарка системой замкнутого водооборота и струйно-вихревой аэрации // Чистый город. – 2000. – №1. – С. 42-48.
3. Богданов Н.И. Биологическая реабилитация водоемов. – Пенза: РИО ПГСХА, 2008. – 126 с.
4. Бульон В.В. Структура и функция микробиальной «петли» в планктоне озерных экосистем // Биология внутренних вод. – 2002. – №2. – С. 5-14.
5. Ветошкин А.Г. Процессы и аппараты защиты гидросферы. Учебное пособие. – Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2004. – 188 с.
6. Гидромониторы и землесосные снаряды [Электронный ресурс] / Строительные машины и оборудование. Справочник. – Режим доступа: <http://stroy-technics.ru/article/gidromonitory-i-zemlesosnye-snaryady>, 2011. – Загл. с экрана.
7. Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2009 году». – М.: Минприроды РФ, АНО «Центр международных проектов», 2010. – 288 с.
8. Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2008 году». – М.: Минприроды РФ, АНО «Центр международных проектов», 2009. – 457 с.
9. Государственный доклад «О состоянии природных ресурсов и об охране окружающей среды Республики Татарстан в 2010 году. – Казань: МЭПР, 2011. – 428 с.
10. Гусева Т.В. и др. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды. Справочные материалы. – М.: СоЭС, 2000. – 148 с.
11. Дементьев В.А., Кожевников Н.Н. Устройства земснарядов для очистки глубоких водоемов от илистых отложений и применение пневматических грунтовых насосов // Гидротехническое строительство. – 2005. – №1. – С. 25-30.
12. Драбкова В.Г., Прыткова М.Я., Якушко О.Ф. Восстановление экосистем малых озер. – СПб.: Наука, 1994. – 144 с.
13. Константинов А.С. Общая гидробиология. – М.: Высшая школа, 1986. – 472 с.
14. Комов В.Т. Причины и последствия антропогенного закисления озер. Курс лекций. – Нижний Новгород: Вектор-Тис, 2007. – 112 с.
15. Лазарева В.И. и др. Структура трофической сети сообществ беспозвоночных в трех небольших озерах с различным уровнем закисления вод: зоопланктон // Биология внутренних вод. – 2003. – № 1. – С. 49-57.
16. Метод PROTE-Fos [Электронный ресурс] / PROTE-Fos – комплексная услуга рекультивации озер. – Режим доступа: <http://www.prote.pl/go.live.php/RU-H270/index-30/index-31/index-32.html>, 2012. – Загл. с экрана.
17. Микрозим «Понд Трит». Биологическая очистка закрытых и слабопроточных водоемов: прудов, озер, очистка воды и донных отложений от органического и биогенного загрязнения, восстановление биологического баланса и самоочищения водных экосистем [Электронный ресурс] / Восстановление водоемов. – Режим доступа: <http://www.microzym.ru/pondtreatment.htm>, 2011. – Загл. с экрана.

18. Науменко М.А. Эвтрофирование озер и водохранилищ. – СПб.: РГТМУ, 2007. – С. 9-10.
19. Неизвестный Татарстан: Голубые озера [Электронный ресурс] / Никита Перфильев. – Режим доступа: <http://kitubijca.livejournal.com/25838.html>, 2013. – Загл. с экрана.
20. Никитин О.В., Степанова Н.Ю., Мукминов М.Н., Латыпова В.З. Индикация цианотоксинов в природных водах Республики Татарстан // Ученые записки КГАВМ. — 2012. – Т. 212. – С. 341-344.
21. Озера лесной и лесостепной зоны (в пределах Татарской АССР) // Озера Среднего Поволжья / Отв. ред. Сорокин И.Н., Петрова Р.С. – Л.: Наука, 1976. – С. 58-157.
22. Остроумов С.А. Загрязнение, самоочищение и восстановление водных экосистем. – М.: МАКС Пресс, 2005. – 100 с.
23. Остроумов С.А. О биотическом самоочищении водных экосистем. Элементы теории // Доклады академии наук. – 2004. – Т. 396. – № 1. – С.136-141.
24. Остроумов С.А. О самоочищении водных экосистем // Антропогенные влияния наводные экосистемы / Под ред. О.Ф. Филенко. – М.: Т-во научных изданий КМК, 2005. – С. 94-119.
25. Очистка водоемов [Электронный ресурс] / Адмир-Евразия: геосинтетика и экологические технологии. – Режим доступа: <http://www.admir-ea.ru/sphere2.php?id=14>, 2009. – Загл. с экрана.
26. Очистные сооружения поверхностного стока «ТОРОС-ЛС» [Электронный ресурс] / Очистка поверхностного стока. – Режим доступа: [http://www.torosltd.ru/index.php?p=06\\_01](http://www.torosltd.ru/index.php?p=06_01). – 2011. – Загл. с экрана.
27. Прыткова М.Я. Научные основы и методы восстановления озерных экосистем при разных видах антропогенного воздействия. – СПб.: Наука, 2002. – 148 с.
28. РД 52.24.643-2002. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. – М.: Росгидромет, 2002.
29. РД 52.24.620-2000. Охрана природы. Гидросфера. Организация и функционирование подсистемы мониторинга антропогенного эвтрофирования пресноводных экосистем. – М, Росгидромет, 2000.
30. Россолимо Л.Л. Антропогенное эвтрофирование водоемов // Итоги науки и техники. Общая Экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 2, Антропогенное эвтрофирование водоемов, М.: ВИНТИ, 1975. – С. 9-57.
31. Румянцев В.А., Драбкова В.Г., Кондратьев С.А. Проблемы и пути восстановления умирающих озер // Вода и экология. – 2000. – №2. – С. 70-74.
32. Русанов А.Г., Станиславская Е.В. Оценка эффективности ячменной соломы как ингибитора нитчатых водорослей в лабораторных условиях // Теория и практика восстановления внутренних водоемов. – СПб.: Лема, 2007. – С. 328-334.
33. Сивкова Е.Е., Семёнов С.Ю. Использование технологии «constructed wetlands» для очистки сточных вод малых населенных пунктов и предприятий // Вестник Томского государственного университета. Биология. – 2010. – №4 (12). – С. 123-130.
34. Слинчак А.И. Геофизический анализ антропогенных изменений природной среды северо-запада Русской равнины // Псковский регионологический журнал. – 2006. – №3. – С. 67-72.

35. Сметанин В.И. Восстановление и очистка водных объектов. – М.: КолосС, 2003. – 157 с.
36. Степанова Н.Ю., Халиуллина Л.Ю., Никитин О.В., Латыпова В.З. Структура и токсичность цианобактерий в рекреационных зонах водоемов Казанского региона // Вода: химия и экология. – 2012. – №11. – С. 67-72.
37. Строганов Н.С. Токсическое загрязнение водоемов и деградация водных систем // Итоги науки и техники. Общая Экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 3, Водная токсикология. – М.: ВИНТИ, 1976. – С. 5-47.
38. Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Сборник трудов международной научно-практической конференции, г. Санкт-Петербург, 15-18 октября 2007 г. / Отв. ред. В.А. Румянцев, С.А. Кондратьев. – СПб.: Лема, 2007. – 394 с.
39. Укрепление берегов [Электронный ресурс] / Берегоукрепление. Укрепление берегов рек, водоемов, прудов. Укрепление береговых линий габионами и георешеткой. – Режим доступа: <http://www.road-stroy.ru/services/coast-guard>, 2011. – Загл. с экрана.
40. Хендерсон-Селлерс Б. Дестратификация как инструмент рационального водопользования // Инженерная лимнология. – Л.: Гидрометеиздат, 1987. – С. 281-303.
41. Хендерсон-Селлерс Б., Марклэнд Х.Р. Эвтрофирование водоемов: пути решения проблемы // Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – С. 58-94.
42. Шагидуллин Р.Р., Латыпова В.З., Никитин О.В., Яковлева О.Г. Оценка техногенной нагрузки сточных вод предприятий на Куйбышевское водохранилище // Георесурсы. – 2011. – № 2(38). – С. 24-26.
43. Шамардина И.П. Борьба с антропогенной эвтрофикацией водоемов // Итоги науки и техники. Общая Экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 2, Антропогенное эвтрофирование водоемов. – М.: ВИНТИ, 1975. – С. 101-128.
44. Шилькрот Г.С. Причины антропогенного эвтрофирования водоемов // Итоги науки и техники. Общая Экология. Биоценология. Гидробиология. Т. 2, Антропогенное эвтрофирование водоемов. – М.: ВИНТИ, 1975. – С. 61-96.
45. Ansari A.A., Gill S.S., Lanza G.R., Rast W. Eutrophication: causes, consequences and control. – Springer, 2011. – 394 p.
46. Azevedo S.M.F.O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru, Brazil // Toxicology. – 2002. – Vol. 181-182. – P. 441-446.
47. Barmuta L.A. et al. Responses of zooplankton and zoobenthos to experimental acidification in a high-elevation lake (Sierra Nevada, California, U.S.A.) // Freshwater Biology. – 1990. – Vol. 23. – P. 571-586.
48. Bartram J., Carmichael W.W., Chorus I., Jones G., Skulberg, O.M. Introduction // Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management / Chorus I., Bartram, J. (eds.). – London; New York: E & FN Spon, 1999. – P. 1-14.
49. Beisner B.E., McCauley E., Wrona F.J. The influence of temperature and food chain length on plankton predator-prey dynamics // Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 1997. – Vol. 54. – P. 586-595.
50. Butler R., Reedyk S., Murrell S., Mah B. Use of barley straw for algal control in Prairie Dugouts: Final report. – Regina, Saskatchewan: Agriculture and Agri-food Canada, Prairie Farm Rehabilitation Administration. – 43 p.

51. Codd G.A. et al. Harmful Cyanobacteria. From mass mortalities to management measures // Harmful Cyanobacteria (aquatic ecology series) / Huisman J., Matthijs H.C.P., Visser P.M. (Eds.). – Springer: Dordrecht, 2005. – P. 1-25.
52. Cooke G.D. Restoration and management of lakes and reservoirs. – Boca Raton: CRC Press, 2005. – 591 p.
53. Dodson S. Predicting diel vertical migration of zooplankton / S. Dodson // Limnol. Oceanogr. – 1990. – Vol. 35. – P. 1195-1200.
54. Everall N.C., Lees D.R. The identification and significance of chemicals released from decomposing barley straw during reservoir algal control // Water Research. – 1997. – Vol. 31, Issue 3. – P. 614–620.
55. Gulati R.D., Pires L.M.D., Van Donk E. Lake restoration studies: failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures // Limnologica. – 2008. – Vol. 38. – P. 233–247.
56. Gulati R.D., Van Donk E. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review // Hydrobiologia. – 2002. – Vol. 478. – P. 73–106.
57. Gulati R.D., Van Donk E. Restoration of freshwater lakes // Restoration ecology: the new frontier. – Malden: Blackwell Publishing, 2006. – P. 158-173.
58. Gupta A.K., Shrivastva N.G., Shrama A. Pollution technologies for conservation of lakes // Proceedings of Taal 2007: The 12-th World Lake Conference / Sengupta M., Dalwani R. (Eds.). – 2008. – P. 894-905.
59. Hupfer M., Hilt S. Lake Restoration // Encyclopedia of Ecology / Jørgensen S.E., Fath B.D. (Eds.). – Amsterdam: Elsevier, 2008. – P. 2080-2093.
60. Jeppesen E. et al. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies // Freshwater Biology. – 2005. – Vol. 50, №10. – P. 1747-1771.
61. Jørgensen S.E. Lake restoration methods // Encyclopedia of Ecology / Jørgensen S.E., Fath B.D. (Eds.). – Amsterdam: Elsevier, 2008. – P. 2093-2098.
62. Kadlec R.H., Wallace S. Treatment wetlands, 2nd ed. – Boca Raton: CRC Press, 2008. – 1016 p.
63. Klapper H. Technologies for lake restoration // Journal of Limnology. – 2003. – Vol. 62 (Suppl. 1). – P. 73-90.
64. Kohler J., Hilt S., Adrian R., Nicklisch A., Kozerski H.P., Walz N. Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading // Freshwater Biology. – 2005. – Vol. 50(10). – P. 1639-1650.
65. Kozak A., Goldyn R. Zooplankton versus phyto- and bacterioplankton in the Maltanski reservoir (Poland) during an extensive biomanipulation experiment // Journal of Plankton Research. – 2004. – Vol. 26. – P. 37-48.
66. Lembi C.A. Aquatic plant management. – West Lafayette: Purdue University, 2003. – 20 p.
67. McComas S. Lake and pond management guidebook. – Boca Raton: CRC Press, 2003. – 286 p.
68. Nykänen A., Kontio H., Klutas O., Penttinen O.-P., Kostia S., Mikola J., Romantschuk M. Increasing lake water and sediment oxygen levels using slow release peroxide // Science of the Total Environment. – 2012. – Vol. 429. – P. 317-324.

69. Principles of design and operations of wastewater treatment pond systems for plant operators, engineers, and managers. – Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency, 2011. – 457 p.
70. Rigler F.H. A dynamic view of the phosphorus cycle in lakes // Environmental phosphorus handbook / Griffith E.J., Beeton A., Spencer J.M., Mitchell D.T. (Eds.). – New York: John Wiley & Sons, 1973. – P. 539-572.
71. Ripl W. Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate. A new restoration method // Ambio. – 1976. – Vol. 5. – P. 132-135.
72. Robb M., Greenop B., Goss Z., Douglas G., Adeney J. Application of Phoslock<sup>TM</sup>, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings // Hydrobiologia. – 2003. – Vol. 494. – P. 237-243.
73. Shapiro J., Lamarra V., Lynch M. Biomanipulation: an ecological approach to lake restoration // Water quality management through biological control / Brezonik P.L., Fox J.L. (Eds.). – Gainesville: University of Florida, 1975. – P. 85-96.
74. Sivonen K., Jones G. Cyanobacterial toxins // Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management / Chorus I., Bartram J. (Eds.). – London: WHO, 1999. – P. 55-124.
75. Skov C., Lousdal O., Johansen P.H., Berg S. Piscivory of 0+ pike (*Esox lucius* L.) in a small eutrophic lake and its implication for biomanipulation // Hydrobiologia. – 2003. – Vol. 506-509. – P. 481-487.
76. Søndergaard M. et al. Lake restoration: successes, failures and long-term effects // Journal of applied ecology. – 2007. – Vol. 44. – P. 1095-1105.
77. Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P., Lauridsen T. Lake restoration in Denmark // Lakes & Reservoirs: research and management. – 2000. – Vol. 5, №3. – P. 151-159.
78. Ugochukwu C.N.C., Nukpezah D. Ecotechnological methods as strategies to reduce eutrophication and acidification in lakes // Environmentalist. – 2008. – №2. – P. 137-142.
79. Vasconcelos V. Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: when ecosystems cry for help // Limnetica. – 2006. – Vol. 25, №1-2. – P. 425-432.
80. Vlasblom W. Lecture notes on dredging equipment and technology [Электронный ресурс] / CEDA (Central Dredging Association). – Режим доступа: <http://www.dredging.org/content.asp?page=105>, 2003. – Загл. с экрана.
81. Winston R.J., Hunt W.F., Kennedy S.G., Merriman L.S., Chandler J., Brown D. Evaluation of floating treatment wetlands as retrofits to existing stormwater retention ponds Original // Ecological Engineering. – 2013. – Vol. 54. – P. 254-265.
82. Wissel B., Ramacharan C.W. Plasticity of vertical distribution of crustacean zooplankton in lakes with varying levels of water colour // J. Plankton Res. – 2003. – Vol. 25. – P. 1047-1057.
83. World Health Organization (WHO). Guidelines for drinking-water quality. – Geneva: WHO, 2011.
84. Zaccaroni A., Scaravelli D. Toxicity of fresh water algal toxins to humans and animals // Algal toxins: nature, occurrence, effect and detection / Evangelista V., Barsanti L., Frassanito A.M., Passarelli V., Gualtieri P. (Eds.). – Dordrecht: Springer, 2008. – P. 45-89.